

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS GEOLÓGICAS
Departamento de Geodinámica



**EVALUACIÓN DE LA EROSION HÍDRICA EN PARCELAS
EXPERIMENTALES EN CAMPOS AGRÍCOLAS DE SECANO
MEDITERRANEO**

**MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR
PRESENTADA POR**

María Álcazar Torralba

Bajo la dirección del doctor

Saturnino de Alba Alonso

MADRID, 2013

EVALUACIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA EN PARCELAS EXPERIMENTALES EN CAMPOS AGRÍCOLAS DE SECANO MEDITERRÁNEO

María Alcázar Torralba

Tesis Doctoral



Director:
Saturnino de Alba Alonso

Madrid, 2013



UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS GEOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE GEODINÁMICA



PROGRAMA DE DOCTORADO "HIDROGEOLOGÍA, GEOMORFOLOGÍA Y CIENCIAS
DEL SUELO, APLICACIONES EN GESTIÓN AMBIENTAL Y RIESGOS"

EVALUACIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA EN PARCELAS EXPERIMENTALES EN CAMPOS AGRÍCOLAS DE SECANO MEDITERRÁNEO

MEMORIA PRESENTADA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTORA POR:

MARÍA ALCÁZAR TORRALBA

DIRIGIDA POR:

SATURNINO DE ALBA ALONSO

DEPARTAMENTO DE GEODINÁMICA, UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
INSTITUTO DE GEOCIENCIAS - IGEO (CSIC-UCM)

MADRID, ABRIL DE 2013

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría mostrar mi más sincero agradecimiento a todas y cada una de las personas que me han acompañado y apoyado en este largo camino y que directa o indirectamente me han ayudado y han hecho posible este trabajo.

A mi director, Saturnino de Alba Alonso, por su apoyo y por confiar en mí durante todo este tiempo. Gracias por contagiarme tu entusiasmo y compromiso personal hacia la investigación y por hacerme mirar los paisajes agrícolas *con otros ojos*.

Al personal de la Finca Experimental la Higuera (CSIC), Gregorio, José María, Cristina, Luis, José Ramón, por las facilidades y la ayuda recibida en la realización de los trabajos de campo. Especialmente a su director Carlos Lacasta Dutoit, por su inestimable ayuda y su disponibilidad absoluta.

A todos los que han colaborado en el mantenimiento del campo experimental sobre erosión de suelos agrícolas de La Higuera desde su creación, en especial a Alfredo Pérez González y a Gerardo Benito Ferrández.

A Chiquinquirá Hontoria Fernández de la E.T.S.I. de Agrónomos de la Universidad Politécnica de Madrid y a M^a Carmen Lobo Bédmar del IMIDRA por su valiosa ayuda en la realización de los análisis de suelo.

A Margarita Roldán Soriano de la E.U.I.T. Forestal de la Universidad Politécnica de Madrid por su disponibilidad y su asesoramiento en el manejo del programa RUSLE.

A José Francisco Martín Duque, por animarme a iniciar este camino, por sus consejos, su confianza y su ayuda.

A todos mis compañeros del Departamento de Geodinámica de la Facultad de Geología de la Universidad Complutense de Madrid por su amistad y apoyo. En especial, quiero dar las gracias a Cris, Ana, Nacho y Néstor, por escucharme, comprenderme y estar siempre dispuestos a ayudar con una sonrisa y a Ivón, por tantas horas de campo, coche y despacho, por darme ánimos en los malos momentos y confiar siempre en mí.

A mi familia y amigos por estar siempre ahí. Vuestro cariño y apoyo ha sido fundamental y os pido perdón si en algún momento no os he podido dedicar el tiempo que merecáis. Especialmente a mis padres y a mi hermana, por enseñarme que la perseverancia y el esfuerzo son el camino para lograr los objetivos y por confiar en mí de manera incondicional. Vosotros me hacéis sentir que soy capaz de conseguir cualquier cosa. A Juanra, por estar siempre a mi lado, por su comprensión y paciencia infinita. Nunca hubiera llegado hasta aquí sin ti.

Por último, señalar que la realización de esta Tesis ha sido posible gracias a la financiación de diversos proyectos de investigación por el Servicio de Investigación Agraria de la Consejería de Agricultura de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (1992-97; 1999-2002; 2003-2006; 2008-2011); la Red de cuencas y parcelas experimentales de seguimiento y evaluación de la erosión y la desertificación (RESEL) del Proyecto LUCDEME, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (1995-2011); el proyecto “Influencia de los sistemas de manejo agrícola sobre la degradación del suelo por erosión. Efectos erosivos de los episodios extremos (MANERO)”, MEC AGL-2004-00650 (2004-2007).

ESTRUCTURA DE LA MEMORIA

La Tesis aborda el estudio de la erosión hídrica en campos agrícolas de secano en condiciones ambientales mediterráneas mediante el uso de parcelas experimentales de erosión. La memoria comienza con la presentación de un resumen en español y en inglés (*capítulo 1*). A continuación, en el *capítulo 2* se introduce el problema de la degradación del suelo por erosión, incidiendo especialmente en sus consecuencias en zonas agrícolas mediterráneas; se revisa brevemente la evolución del estudio de la erosión en España; se plantea cómo ha evolucionado la agricultura en relación con el laboreo del suelo; cómo la Política Agraria Comunitaria (PAC) ha ido considerando la conservación del suelo en sus sucesivas reformas y se expone la situación del panorama agrícola español en relación con los cultivos herbáceos de secano. Tras esta introducción se exponen los objetivos concretos de esta investigación.

El *capítulo 3* presenta el contexto geográfico, geológico, climático y edafológico del área de estudio y describe las características específicas del campo experimental sobre erosión de suelos agrícolas de La Higuera (Toledo) en el que se han llevado a cabo los ensayos experimentales.

A continuación, se exponen los resultados obtenidos en el periodo 1993-2011, estructurados en 6 capítulos (4 a 9). Con el objetivo de facilitar su seguimiento, se incluye en cada uno de ellos una breve introducción, una exposición del material y metodología empleados y un apartado con las principales conclusiones.

Para comenzar, el *capítulo 4* se dedica al análisis y caracterización de las precipitaciones y de la erosividad de la lluvia registrada en el campo experimental en el periodo de estudio.

En el *capítulo 5* se exponen las respuestas hidrológica y erosiva registradas en las parcelas de erosión tipo USLE instaladas en el campo experimental y se analizan los principales factores que intervienen en dichas respuestas, incluyendo el manejo agrícola, la humedad antecedente del suelo, la intensidad de lluvia, la distribución y características de las precipitaciones, el recubrimiento del suelo y las prácticas de labranza. Posteriormente, en el *capítulo 6* se exponen las respuestas hidrológica y erosiva registradas en las microparcels instaladas en el campo experimental, analizando en este caso el efecto del manejo agrícola y del tipo de suelo en dichas respuestas. La presencia simultánea y la aplicación de los mismos manejos en parcelas tipo USLE y microparcels de erosión ha permitido abordar el efecto de la escala en los procesos de cuantificación de la erosión hídrica en el *capítulo 7*.

En el *capítulo 8* se analiza el grado de ajuste de las tasas de erosión estimadas por el modelo empírico RUSLE con respecto a las registradas en la parcela experimental de barbecho blanco durante la fase experimental. Por último, el *capítulo 9* se dedica al análisis de las propiedades físicas y químicas del suelo en relación con los sistemas de manejo aplicados en las parcelas, haciendo especial hincapié en aquellas propiedades que determinan su vulnerabilidad frente a los procesos erosivos.

Finalmente, en el *capítulo 10* se integran los resultados anteriores en una discusión general en la que se evalúan las diferentes alternativas de manejo en relación con la conservación del suelo y el agua en las condiciones experimentales. Para finalizar, en el *capítulo 11* se recogen las principales conclusiones sobre los diferentes aspectos tratados a lo largo de la Tesis y se plantean las futuras líneas de investigación.

ÍNDICE ABREVIADO

| | |
|--|-----|
| 1. RESUMEN Y ABSTRACT | 1 |
| 2. INTRODUCCIÓN | 11 |
| 2.1. DEGRADACIÓN DEL SUELO POR EROSIÓN | 13 |
| 2.2. EROSIÓN HÍDRICA EN CAMPOS AGRÍCOLAS | 15 |
| 2.3. EL ESTUDIO DE LA EROSIÓN EN ESPAÑA | 19 |
| 2.4. LA CONSERVACIÓN DEL SUELO FRENTE A LA POLÍTICA AGRARIA COMUNITARIA (PAC) | 21 |
| 2.5. EL LABOREO DEL SUELO | 28 |
| 2.6. PANORAMA AGRÍCOLA ESPAÑOL: CULTIVOS HERBÁCEOS DE SECANO | 34 |
| 2.7. OBJETIVOS | 37 |
| 3. ÁREA DE ESTUDIO Y CAMPO EXPERIMENTAL | 39 |
| 3.1. ÁREA DE ESTUDIO | 41 |
| 3.2. CAMPO EXPERIMENTAL SOBRE EROSIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS DE LA FINCA LA HIGUERUELA (CSIC) | 48 |
| 4. CARACTERIZACIÓN DE LAS PRECIPITACIONES Y DE LA EROSIVIDAD DE LA LLUVIA EN EL PERIODO EXPERIMENTAL | 59 |
| 4.1. MATERIAL Y MÉTODOS. PROGRAMA DE ANÁLISIS DE PLUVIOGRAMAS <i>PLUVICAL.EXE</i> | 61 |
| 4.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS PRECIPITACIONES DURANTE EL PERIODO EXPERIMENTAL | 62 |
| 4.3. ANÁLISIS DE LA EROSIVIDAD DE LA LLUVIA | 73 |
| 4.4. CONCLUSIONES | 81 |
| 5. ESTUDIO DE LAS RESPUESTAS HIDROLÓGICA Y EROSIVA EN DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS EN PARCELAS TIPO USLE | 83 |
| 5.1. ESTUDIO DE LA EROSIÓN HÍDRICA EN PARCELAS EXPERIMENTALES | 85 |
| 5.2. MATERIAL Y MÉTODOS | 90 |
| 5.3. VARIABILIDAD ANUAL DE LAS PRODUCCIONES DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS DURANTE LA FASE EXPERIMENTAL | 120 |
| 5.4. INFLUENCIA DEL MANEJO DEL SUELO SOBRE LAS PRODUCCIONES DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS | 149 |
| 5.5. INFLUENCIA DE LA HUMEDAD ANTECEDENTE DEL SUELO EN LA GENERACIÓN DE ESCORRENTÍA | 165 |
| 5.6. INFLUENCIA DE LA INTENSIDAD DE LLUVIA EN LA GENERACIÓN DE ESCORRENTÍA | 167 |
| 5.7. VARIABILIDAD TEMPORAL DE LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA. ESCENARIOS QUE CONCENTRAN LA MAYORÍA DE LOS EPISODIOS EROSIVOS | 168 |
| 5.8. INFLUENCIA DE LA COBERTURA EN LA GENERACIÓN Y PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS | 185 |
| 5.9. INFLUENCIA DEL LABOREO EN LA GENERACIÓN DE ESCORRENTÍA | 203 |
| 5.10. CONCLUSIONES | 210 |
| 6. ESTUDIO DE LAS RESPUESTAS HIDROLÓGICA Y EROSIVA DE DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS EN MICROPARCELAS | 215 |
| 6.1. MATERIAL Y MÉTODOS | 217 |
| 6.2. VARIABILIDAD ANUAL DE LAS PRODUCCIONES DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS DURANTE LA FASE EXPERIMENTAL | 220 |

| | |
|--|------------|
| 6.3. INFLUENCIA DEL MANEJO DEL SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS..... | 230 |
| 6.4. INFLUENCIA DEL TIPO DE SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS ... | 247 |
| 6.5. INTERACCIÓN ENTRE EL TIPO DE SUELO Y EL MANEJO | 253 |
| 6.6. CONCLUSIONES | 258 |
| 7. EFECTO DEL TAMAÑO DE LA PARCELA SOBRE LA CUANTIFICACIÓN DE LA ESCORRENTÍA Y LA EROSIÓN | 263 |
| 7.1. LA IMPORTANCIA DE LA ESCALA EN EL ESTUDIO DE LOS PROCESOS EROSIVOS | 265 |
| 7.2. INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARCELA SOBRE LAS TASAS DE PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA | 268 |
| 7.3. INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARCELA SOBRE LAS TASAS DE PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS..... | 269 |
| 7.4. INTERACCIÓN ENTRE EL TAMAÑO DE LA PARCELA Y EL MANEJO AGRÍCOLA | 270 |
| 7.5. INTERACCIÓN ENTRE EL TAMAÑO DE LA PARCELA Y EL TIPO DE SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS | 272 |
| 7.6. CONCLUSIONES | 273 |
| 8. COMPARACIÓN ENTRE LAS TASAS DE EROSIÓN OBSERVADAS Y LAS ESTIMADAS MEDIANTE LA RUSLE PARA EL BARBECHO BLANCO | 275 |
| 8.1. LOS MODELOS DE EROSIÓN | 277 |
| 8.2. LA ECUACIÓN UNIVERSAL DE PÉRDIDA DE SUELO REVISADA (RUSLE)..... | 279 |
| 8.3. APLICACIÓN DEL MODELO RUSLE | 288 |
| 8.4. CONCLUSIONES | 298 |
| 9. INFLUENCIA DE LOS MANEJOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO | 301 |
| 9.1. PROPIEDADES ANALIZADAS..... | 303 |
| 9.2. ANÁLISIS Y MÉTODOS EMPLEADOS | 311 |
| 9.3. RESULTADOS..... | 312 |
| 9.4. EVOLUCIÓN DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL Y DEL CONTENIDO DE MO DESDE EL INICIO DE LA EXPERIMENTACIÓN EN 1993 HASTA EL 2011 | 325 |
| 9.5. CONCLUSIONES..... | 330 |
| 10. DISCUSIÓN GENERAL SOBRE LA INFLUENCIA DEL MANEJO EN LAS RESPUESTAS HIDROLÓGICA Y EROSIVA DEL SUELO Y EN SU CONSERVACIÓN | 333 |
| 10.1. EL PAPEL DEL RECUBRIMIENTO DEL SUELO APORTADO POR LOS DISTINTOS MANEJOS SOBRE LA INFILTRACIÓN Y LA EROSIÓN..... | 335 |
| 10.2. SISTEMAS DE MANEJO Y ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DEL SUELO Y AGUA..... | 341 |
| 11. CONCLUSIONES | 355 |
| 12. BIBLIOGRAFÍA..... | 369 |
| ANEXO | 407 |

ÍNDICE EXTENDIDO

| | |
|--|-----------|
| 1. RESUMEN Y ABSTRACT | 1 |
| 2. INTRODUCCIÓN..... | 11 |
| 2.1. DEGRADACIÓN DEL SUELO POR EROSIÓN | 13 |
| 2.2. EROSIÓN HÍDRICA EN CAMPOS AGRÍCOLAS | 15 |
| 2.3. EL ESTUDIO DE LA EROSIÓN EN ESPAÑA..... | 19 |
| 2.4. LA CONSERVACIÓN DEL SUELO FRENTE A LA POLÍTICA AGRARIA COMUNITARIA (PAC)..... | 21 |
| 2.5. EL LABOREO DEL SUELO | 28 |
| 2.6. PANORAMA AGRÍCOLA ESPAÑOL: CULTIVOS HERBÁCEOS DE SECANO | 34 |
| 2.7. OBJETIVOS..... | 37 |
| 3. ÁREA DE ESTUDIO Y CAMPO EXPERIMENTAL | 39 |
| 3.1. ÁREA DE ESTUDIO..... | 41 |
| 3.1.1. Marco fisiográfico y geológico | 41 |
| 3.1.2. Clima..... | 43 |
| 3.1.3. Edafología | 44 |
| 3.1.4. Usos del suelo y vegetación..... | 47 |
| 3.2. CAMPO EXPERIMENTAL SOBRE EROSIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS DE LA FINCA LA HIGUERUELA (CSIC) | 48 |
| 3.2.1. Instalaciones del campo experimental | 48 |
| 3.2.2. Caracterización de las propiedades del suelo | 51 |
| 3.2.2.1. Perfil del suelo..... | 51 |
| 3.2.2.2. Variabilidad espacial de las propiedades del suelo | 56 |
| 4. CARACTERIZACIÓN DE LAS PRECIPITACIONES Y DE LA EROSIVIDAD DE LA LLUVIA EN EL PERIODO EXPERIMENTAL..... | 59 |
| 4.1. MATERIAL Y MÉTODOS. PROGRAMA DE ANÁLISIS DE PLUVIOGRAMAS <i>PLUVICAL.EXE</i> | 61 |
| 4.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS PRECIPITACIONES DURANTE EL PERIODO EXPERIMENTAL..... | 62 |
| 4.2.1. Distribución anual y mensual de las precipitaciones | 62 |
| 4.2.2. Balance hídrico del suelo..... | 64 |
| 4.2.3. Análisis de las precipitaciones máximas acumuladas en 24 horas..... | 66 |
| 4.2.4. Caracterización de los episodios de lluvia..... | 67 |
| 4.2.5. Variabilidad estacional de las características de las precipitaciones..... | 69 |
| 4.2.6. Curvas Intensidad-Duración-Frecuencia | 71 |
| 4.3. ANÁLISIS DE LA EROSIVIDAD DE LA LLUVIA | 73 |
| 4.3.1. Los índices de erosividad..... | 73 |
| 4.3.2. Erosividad de la lluvia en el periodo experimental..... | 76 |
| 4.3.3. Correspondencia entre el índice de erosividad R y la precipitación..... | 77 |
| 4.3.4. Distribución mensual de la erosividad de lluvia | 79 |
| 4.4. CONCLUSIONES | 81 |

| | |
|--|-----|
| 5. ESTUDIO DE LAS RESPUESTAS HIDROLÓGICA Y EROSIVA EN DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS EN PARCELAS TIPO USLE | 83 |
| 5.1. ESTUDIO DE LA EROSIÓN HÍDRICA EN PARCELAS EXPERIMENTALES..... | 85 |
| 5.2. MATERIAL Y MÉTODOS..... | 90 |
| 5.2.1. Diseño experimental de las parcelas de erosión..... | 90 |
| 5.2.1.1. Campañas agrícolas 1993/94 a 1999/00. 4 parcelas de 125 m ² | 91 |
| 5.2.1.2. Campañas agrícolas 2000/01 a 2002/03. 8 parcelas de 67.5 m ² | 99 |
| 5.2.1.3. Campañas agrícolas 2003/04 a 2007/08. 10 parcelas de 67.5 m ² | 105 |
| 5.2.1.4. Campañas agrícolas 2008/09 - actualidad. 27 parcelas de 33 m ² y 1 de 67.5 m ² | 108 |
| 5.2.1.5. Resumen de la evolución del campo experimental..... | 111 |
| 5.2.2. Programa experimental: usos y manejos aplicados en las parcelas..... | 112 |
| 5.2.2.1. Cultivo de cebada..... | 112 |
| 5.2.2.2. Cultivo de girasol..... | 113 |
| 5.2.2.3. Barbecho..... | 116 |
| 5.2.2.4. Modelo de abandono o retirada de tierras de la producción agrícola..... | 119 |
| 5.3. VARIABILIDAD ANUAL DE LAS PRODUCCIONES DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS DURANTE LA FASE EXPERIMENTAL..... | 120 |
| 5.3.1. Resultados previos en ambientes Mediterráneos..... | 121 |
| 5.3.2. Episodios de lluvia con generación de escorrentía..... | 126 |
| 5.3.2.1. Manejos con prácticas de no laboreo o siembra directa (NL)..... | 126 |
| 5.3.2.2. Manejos con prácticas de mínimo laboreo (ML)..... | 129 |
| 5.3.2.3. Manejos con prácticas de laboreo convencional (LC)..... | 131 |
| 5.3.2.4. Modelos de retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono..... | 133 |
| 5.3.3. Volúmenes y coeficientes de producción de escorrentía..... | 134 |
| 5.3.3.1. Manejos con prácticas de no laboreo o siembra directa (NL)..... | 134 |
| 5.3.3.2. Manejos con prácticas de mínimo laboreo (ML)..... | 136 |
| 5.3.3.3. Manejos con prácticas de laboreo convencional (LC)..... | 137 |
| 5.3.3.4. Modelos de retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono..... | 140 |
| 5.3.4. Tasas de producción de sedimentos..... | 141 |
| 5.3.4.1. Manejos con prácticas de no laboreo o siembra directa (NL)..... | 141 |
| 5.3.4.2. Manejos con prácticas de mínimo laboreo (ML)..... | 143 |
| 5.3.4.3. Manejos con prácticas de laboreo convencional (LC)..... | 144 |
| 5.3.4.4. Modelos de retirada de tierras agrícolas de la producción (AB)..... | 148 |
| 5.4. INFLUENCIA DEL MANEJO DEL SUELO SOBRE LAS PRODUCCIONES DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS..... | 149 |
| 5.4.1. Análisis del tiempo mínimo de aplicación de un manejo para modificar la respuesta del suelo. Dos casos concretos: abandono (AB) y prácticas de no laboreo (NL)..... | 149 |
| 5.4.2. Análisis de la producción de escorrentía..... | 153 |
| 5.4.2.1. Análisis de los valores medios anuales..... | 153 |
| 5.4.2.2. Análisis por episodios de lluvia..... | 156 |
| 5.4.3. Análisis de la producción de sedimentos..... | 159 |
| 5.4.3.1. Análisis de los valores medios anuales. Correspondencia con la precipitación anual..... | 159 |
| 5.4.3.2. Análisis por episodios de lluvia..... | 162 |
| 5.5. INFLUENCIA DE LA HUMEDAD ANTECEDENTE DEL SUELO EN LA GENERACIÓN DE ESCORRENTÍA..... | 165 |
| 5.6. INFLUENCIA DE LA INTENSIDAD DE LLUVIA EN LA GENERACIÓN DE ESCORRENTÍA..... | 167 |

| | |
|--|----------------|
| 5.7. VARIABILIDAD TEMPORAL DE LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA. ESCENARIOS QUE CONCENTRAN LA MAYORÍA DE LOS EPISODIOS EROSIVOS | 168 |
| 5.7.1. Análisis de la variabilidad temporal de la producción de escorrentía..... | 168 |
| 5.7.2. Escenarios de alta erosividad | 172 |
| 5.7.3. Análisis de las respuestas hidrológica y erosiva del suelo en los tres escenarios descritos anteriormente | 177 |
| 5.8. INFLUENCIA DE LA COBERTURA EN LA GENERACIÓN Y PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS..... | 185 |
| 5.8.1. Importancia de la cobertura del suelo en los procesos erosivos | 185 |
| 5.8.2. Efecto del recubrimiento del suelo sobre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía y las producciones de escorrentía y sedimentos..... | 187 |
| 5.8.2.1. Análisis de la serie completa de datos | 188 |
| 5.8.2.2. Análisis de los episodios de Temporal | 190 |
| 5.8.2.3. Análisis de los Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) | 194 |
| 5.8.2.3.1. Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) sobre suelo seco | 196 |
| 5.8.2.3.2. Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) sobre suelos de humedad intermedia..... | 198 |
| 5.8.2.4. Comparación de los resultados obtenidos en los tres escenarios..... | 200 |
| 5.9. INFLUENCIA DEL LABOREO EN LA GENERACIÓN DE ESCORRENTÍA..... | 203 |
| 5.9.1. Análisis de los episodios de Temporal..... | 205 |
| 5.9.2. Análisis de los episodios de Moderada y Alta Intensidad | 208 |
| 5.10. CONCLUSIONES | 210 |
| 5.10.1. Influencia del manejo del suelo sobre las producciones de escorrentía y sedimentos | 210 |
| 5.10.2. Influencia de la humedad antecedente y de la precipitación acumulada en la generación de escorrentía..... | 211 |
| 5.10.3. Influencia de la intensidad de lluvia en la generación de escorrentía | 211 |
| 5.10.4. Variabilidad temporal de la producción de escorrentía. Escenarios de alta erosividad..... | 211 |
| 5.10.5. Influencia de la cobertura en la generación y producción de escorrentía y sedimentos | 213 |
| 5.10.6. Influencia del laboreo en la generación de escorrentía y sedimentos | 214 |
| 6. ESTUDIO DE LAS RESPUESTAS HIDROLÓGICA Y EROSIVA DE DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS EN MICROPARCELAS | 215 |
| 6.1. MATERIAL Y MÉTODOS | 217 |
| 6.2. VARIABILIDAD ANUAL DE LAS PRODUCCIONES DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS DURANTE LA FASE EXPERIMENTAL | 220 |
| 6.2.1. Episodios de lluvia con generación de escorrentía..... | 220 |
| 6.2.1.1. Cultivo de cebada | 221 |
| 6.2.1.2. Barbecho blanco (BB)..... | 223 |
| 6.2.1.3. Retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono (AB)..... | 223 |
| 6.2.2. Volúmenes y coeficientes de producción de escorrentía anuales | 224 |
| 6.2.2.1. Cultivo de cebada | 224 |
| 6.2.2.2. Barbecho blanco (BB)..... | 226 |
| 6.2.2.3. Retirada de tierras agrícolas de la producción o Abandono (AB)..... | 226 |
| 6.2.3. Tasas de producción de sedimentos anuales..... | 227 |
| 6.2.3.1. Cultivo de cebada | 227 |
| 6.2.3.2. Barbecho blanco (BB)..... | 229 |
| 6.2.3.3. Retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono (AB)..... | 229 |

| | |
|---|------------|
| 6.3. INFLUENCIA DEL MANEJO DEL SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS..... | 230 |
| 6.3.1. Producción de escorrentía..... | 231 |
| 6.3.1.1. Análisis de los valores medios anuales..... | 231 |
| 6.3.1.2. Análisis por episodios de lluvia..... | 237 |
| 6.3.2. Producción de sedimentos..... | 241 |
| 6.3.2.1. Análisis de las tasas de erosión medias anuales..... | 241 |
| 6.3.2.2. Análisis por episodios de lluvia..... | 244 |
| 6.4. INFLUENCIA DEL TIPO DE SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS ... | 247 |
| 6.4.1. Efecto del tipo de suelo en la producción de escorrentía..... | 249 |
| 6.4.2. Efecto del tipo de suelo en la producción de sedimentos..... | 251 |
| 6.5. INTERACCIÓN ENTRE EL TIPO DE SUELO Y EL MANEJO | 253 |
| 6.5.1. Interacción entre el tipo de suelo y el manejo en la producción de escorrentía..... | 253 |
| 6.5.2. Interacción entre el tipo de suelo y el manejo en la producción de sedimentos..... | 256 |
| 6.6. CONCLUSIONES | 258 |
| 6.6.1. Relación entre la precipitación acumulada y las producciones de escorrentía y sedimentos para el conjunto de microparcels..... | 258 |
| 6.6.2. Influencia del manejo en la respuesta hidrológica..... | 259 |
| 6.6.3. Influencia del manejo en la respuesta erosiva..... | 260 |
| 6.6.4. Influencia del tipo de suelo sobre las producciones de escorrentía y sedimentos | 260 |
| 6.6.5. Interacción entre el tipo de suelo y el manejo | 261 |
| 7. EFECTO DEL TAMAÑO DE LA PARCELA SOBRE LA CUANTIFICACIÓN DE LA ESCORRENTÍA Y LA EROSIÓN | 263 |
| 7.1. LA IMPORTANCIA DE LA ESCALA EN EL ESTUDIO DE LOS PROCESOS EROSIVOS | 265 |
| 7.2. INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARCELA SOBRE LAS TASAS DE PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA | 268 |
| 7.3. INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARCELA SOBRE LAS TASAS DE PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS..... | 269 |
| 7.4. INTERACCIÓN ENTRE EL TAMAÑO DE LA PARCELA Y EL MANEJO AGRÍCOLA | 270 |
| 7.4.1. Interacción entre el tamaño de la parcela y el manejo agrícola sobre la producción de escorrentía.. | 270 |
| 7.4.2. Interacción entre el tamaño de la parcela y el manejo agrícola sobre la producción de sedimentos. | 271 |
| 7.5. INTERACCIÓN ENTRE EL TAMAÑO DE LA PARCELA Y EL TIPO DE SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS | 272 |
| 7.6. CONCLUSIONES | 273 |
| 8. COMPARACIÓN ENTRE LAS TASAS DE EROSIÓN OBSERVADAS Y LAS ESTIMADAS MEDIANTE LA RUSLE PARA EL BARBECHO BLANCO | 275 |
| 8.1. LOS MODELOS DE EROSIÓN | 277 |
| 8.2. LA ECUACIÓN UNIVERSAL DE PÉRDIDA DE SUELO REVISADA (RUSLE)..... | 279 |
| 8.2.1. Factor de erosividad de la lluvia (R)..... | 281 |
| 8.2.2. Factor de erodibilidad del suelo (K) | 282 |
| 8.2.2.1. Suelos con fragmentos rocosos | 283 |
| 8.2.2.2. Variabilidad estacional del factor K | 283 |
| 8.2.3. Factor topográfico (LS) | 284 |
| 8.2.4. Factor manejo de la cubierta (C)..... | 285 |
| 8.2.4.1. Subfactor uso previo de la tierra (PLU) | 286 |

| | |
|--|------------|
| 8.2.4.2. Subfactor de cobertura aérea (CC)..... | 287 |
| 8.2.4.3. Subfactor de rugosidad superficial (SR) | 287 |
| 8.2.4.4. Subfactor de cobertura superficial (SC) | 287 |
| 8.2.4.5. Subfactor humedad del suelo (SM) | 288 |
| 8.2.5. Factor prácticas de conservación (P)..... | 288 |
| 8.3. APLICACIÓN DEL MODELO RUSLE..... | 288 |
| 8.3.1. Cálculo del factor de erosividad de la lluvia R | 290 |
| 8.3.2. Cálculo del factor de erodibilidad del suelo K..... | 293 |
| 8.3.3. Cálculo del factor de manejo de cubiertas C | 294 |
| 8.3.4. Pérdida de suelo estimada con la RUSLE. Valores estimados frente a valores observados | 294 |
| 8.4. CONCLUSIONES | 298 |
| 9. INFLUENCIA DE LOS MANEJOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO | 301 |
| 9.1. PROPIEDADES ANALIZADAS..... | 303 |
| 9.1.1. pH | 303 |
| 9.1.2. Nitrógeno | 304 |
| 9.1.3. Fósforo..... | 305 |
| 9.1.4. Materia orgánica..... | 306 |
| 9.1.5. Estructura y estabilidad estructural..... | 309 |
| 9.1.5.1. La materia orgánica y la estabilidad estructural..... | 310 |
| 9.2. ANÁLISIS Y MÉTODOS EMPLEADOS | 311 |
| 9.3. RESULTADOS..... | 312 |
| 9.3.1. pH | 312 |
| 9.3.2. Nitrógeno | 314 |
| 9.3.3. Fósforo..... | 317 |
| 9.3.4. Materia orgánica..... | 319 |
| 9.3.5. Estabilidad estructural | 322 |
| 9.4. EVOLUCIÓN DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL Y DEL CONTENIDO DE MO DESDE EL INICIO DE LA EXPERIMENTACIÓN EN 1993 HASTA EL 2011 | 325 |
| 9.4.1. Estabilidad estructural | 325 |
| 9.4.2. Materia orgánica..... | 327 |
| 9.5. CONCLUSIONES..... | 330 |
| 10. DISCUSIÓN GENERAL SOBRE LA INFLUENCIA DEL MANEJO EN LAS RESPUESTAS HIDROLÓGICA Y EROSIVA DEL SUELO Y EN SU CONSERVACIÓN | 333 |
| 10.1. EL PAPEL DEL RECUBRIMIENTO DEL SUELO APORTADO POR LOS DISTINTOS MANEJOS SOBRE LA INFILTRACIÓN Y LA EROSIÓN..... | 335 |
| 10.1.1. Rotaciones con prácticas de no laboreo o siembra directa..... | 335 |
| 10.1.2. Rotaciones con prácticas de mínimo laboreo..... | 337 |
| 10.1.3. Rotaciones con prácticas de laboreo convencional | 339 |
| 10.1.4. Modelos de abandono | 340 |
| 10.2. SISTEMAS DE MANEJO Y ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DEL SUELO Y AGUA..... | 341 |
| 10.2.1. Manejos de cultivos herbáceos | 342 |
| 10.2.2. Alternativas de barbecho | 347 |

| | |
|---|------------|
| 10.2.3. Rotaciones cebada/barbecho..... | 352 |
| 10.2.4. Retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono | 353 |
| 11. CONCLUSIONES | 355 |
| 11.1. Conclusiones sobre las características de las precipitaciones y la erosividad..... | 357 |
| 11.2. Conclusiones sobre la influencia del manejo en las respuestas hidrológicas y erosivas..... | 359 |
| 11.3. Conclusiones sobre la influencia del manejo en las propiedades físicas y químicas del suelo | 361 |
| 11.4. Factores clave en relación con los manejos que condicionan las respuestas hidrológica y erosiva del suelo 362 | |
| 11.5. Conclusiones sobre las normativas españolas derivadas de la PAC en relación con la conservación de suelo en cultivos herbáceos | 364 |
| 11.6. Conclusiones sobre la comparación entre las tasas de erosión observadas y las estimadas mediante la RUSLE..... | 365 |
| 11.7. Conclusiones metodológicas | 366 |
| 11.8. Futuras líneas de investigación..... | 367 |
| 12. BIBLIOGRAFÍA..... | 369 |
| ANEXO | 407 |

1. RESUMEN Y ABSTRACT

RESUMEN

El suelo es un recurso natural no renovable a escala temporal humana. En sistemas agrícolas, la importancia de conservar un suelo de buena calidad es particularmente relevante, ya que su productividad depende, en buena medida, del estado de conservación del mismo. Más aún, en los paisajes mediterráneos de agricultura extensiva donde las condiciones climáticas ya son, por sí mismas, una importante limitación para la productividad.

En la región mediterránea se da una combinación de características físicas y ambientales que potencia los procesos de erosión y la degradación del suelo, y hace que estos procesos presenten una dinámica muy contrastada respecto a otras zonas agroambientales propias de climas templados y húmedos. España es el país mediterráneo europeo con tasas más elevadas de erosión actual y potencial, y en la mayor parte del territorio español, la erosión del suelo representa una seria amenaza para la sostenibilidad de los agroecosistemas y el sistema socio-económico. Sin embargo, a pesar de la gravedad del problema, existe una importante carencia en el estado de conocimiento de los procesos erosivos en los paisajes agrícolas mediterráneos, así como de datos medidos directamente en campo que permitan cuantificar las pérdidas de suelo que tienen lugar en los distintos escenarios agroambientales.

Los cultivos herbáceos de secano representan el 41% de la superficie total dedicada a la agricultura en España. Por tanto, tienen enorme importancia desde el punto de vista de la erosión y la conservación del suelo. Así mismo, el estudio “*Mapas de estados erosivos*” realizado por el ICONA en 1991 atribuyó a este tipo de cultivos el 38% de las pérdidas de suelo por erosión hídrica del país.

El problema de la erosión en campos agrícolas mediterráneos también ha sido reconocido por la Administración. En efecto, la Política Agraria Común de la Unión Europea (PAC) incluye desde mediados de los años 90 la conservación del suelo entre sus objetivos fundamentales, y las diferentes normativas desarrolladas han ido introduciendo medidas destinadas a la lucha contra la erosión y al fomento del empleo de manejos y prácticas agrícolas que contribuyan a la conservación del suelo.

El objetivo general de esta Tesis es valorar los efectos de diferentes sistemas de manejo agrícola, incluyendo sistemas de manejo convencionales del secano mediterráneo y otros manejos promovidos por la PAC, en relación con sus respuestas hidrológica y erosiva en las condiciones ambientales mediterráneas de la región central de España. Para ello, se exponen y analizan los coeficientes de escorrentía y las tasas de erosión registradas en parcelas experimentales tipo USLE y en microparcelas instaladas en el ‘campo experimental sobre erosión de suelos agrícolas’ de la Finca La Higuera (Toledo) durante las campañas agrícolas 1993/94 a 2010/11; así como las características de las precipitaciones y de su erosividad durante el mismo periodo. Es importante señalar que los trabajos de campo han supuesto una gran parte del esfuerzo realizado en esta tesis doctoral, ya que todas las tareas relacionadas con el mantenimiento del campo experimental han sido llevadas a cabo por su autora desde septiembre de 2007 hasta la actualidad.

Se han evaluado cinco sistemas de manejo de cultivos herbáceos, tres para el cultivo de cebada: 1) prácticas de no laboreo o siembra directa (CNL), 2) prácticas de mínimo laboreo (CML), y 3) prácticas de laboreo convencional (CLC) y dos para el cultivo de girasol: 1) prácticas de no laboreo o siembra directa (GNL) y 2) prácticas de laboreo convencional (GLC); cinco alternativas de barbecho, siempre en rotación bianual cebada/barbecho: 1) químico sin laboreo (CNL), 2) tardío con prácticas de mínimo laboreo (BTML), 3) verde o

semillado con prácticas de mínimo laboreo (BSML), 4) blanco con prácticas de mínimo laboreo (BBML), y 5) blanco con prácticas de laboreo convencional (BBLC); y tres modelos de abandono o retirada de tierras de la producción agrícola con regeneración espontánea de la vegetación: 1) abandono de larga duración (AB, desde 1993), 2) abandono reciente (ABr, desde 2008), y 3) abandono manejado con desbrozado periódico (ABm).

Cabe destacar la relevancia y singularidad de la serie de datos presentada, tanto por la información detallada que aporta sobre las respuestas hidrológica y erosiva de manejos agrícolas de secano, como por su gran extensión temporal. En el caso de las parcelas tipo USLE, se dispone de una serie de datos de 17 campañas agrícolas, que supone 158 datos de producción de escorrentía y sedimentos por parcela y campaña agrícola y 8172 datos de producción de escorrentía y sedimentos por parcela y episodio de lluvia. En el caso de las microparcels, la serie de datos consta de 18 campañas agrícolas que suponen con 180 datos de producción de escorrentía y sedimentos por microparcela y campaña agrícola y 8046 datos de producción de escorrentía y sedimentos por microparcela y episodio de lluvia.

La distribución de las precipitaciones y de la erosividad de la lluvia durante el periodo experimental se caracterizó por una acusada variabilidad, tanto a nivel interanual como estacional. La precipitación media anual fue de 466 mm, con un coeficiente de variación del 30%, y la erosividad media anual (factor R de la USLE) fue de 561 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹, con un coeficiente de variación que ascendió al 47%.

Respecto a la distribución irregular de la erosividad de la lluvia a lo largo del año, se identificaron dos escenarios de máxima intensidad erosiva, que fueron definidos en relación a tres variables: a) Reserva antecedente de agua en el suelo R_a (mm); b) Precipitación excedente P_e (mm), volumen de precipitación cuando el suelo está saturado ($R=100$ mm); c) Intensidad I_{30} (mm h⁻¹) del episodio. El primero de los escenarios, denominado situación de Temporal ($R_a > 70$ mm, $P_e > 0$ mm, I_{30} =cualquiera), corresponde a precipitaciones de carácter ciclónico propias de las estaciones invernales, en las que se encadenan varios episodios de lluvia consecutivos, normalmente de intensidad baja o moderada, y el perfil del suelo se encuentra saturado. El segundo escenario, responde a episodios de lluvia de moderada y alta intensidad (EMAI, $I_{30} > 5$ mm h⁻¹, $P_e = 0$ y R_a =cualquiera), generalmente asociados a células convectivas de desarrollo vertical.

En ambos escenarios tuvieron lugar sendos “episodios erosivos extremos”. En el de Temporal ($P=171$ mm en 5 días), se registró un volumen de escorrentía equivalente al 17% del total registrado en toda la serie experimental y una tasa de erosión que corresponde al 34.8% de la pérdida total de suelo de la serie. Por su parte, en el “episodio erosivo extremo” de alta intensidad ($P=43$ mm, $I_{30}=81.4$ mm h⁻¹ y periodo de retorno de 50 años) se registró el 3.4% de la producción total de escorrentía del periodo de experimentación y el 9.5% de la pérdida total de suelo. Estos resultados confirman que en el secano mediterráneo los procesos de erosión hídrica se concentran en episodios singulares de lluvia, y ponen de manifiesto el papel predominante que juegan estos episodios en la degradación de los suelos.

Los resultados obtenidos mostraron que el manejo agrícola ejerce una fuerte influencia en la respuesta hidrológica y erosiva del suelo. En el caso de los cultivos, el NL resultó la práctica más eficaz para reducir las tasas de pérdida de suelo y maximizar la infiltración del agua de precipitación. Tanto en la cebada como en el girasol, el NL presentó pérdidas de agua y suelo prácticamente inapreciables, que supusieron reducciones superiores al 90% en el coeficiente medio de escorrentía anual y en la tasa media de erosión anual respecto al ML (2.1% y 0.44 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en el CML) y al LC (2.3% y 1.52 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en el CLC; 6.6% y 2.1 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en el GLC). Por otro lado, no se observaron diferencias significativas entre

las producciones medias anuales de escorrentía del CML y el CLC, si bien, la tasa media de erosión anual del CLC resultó tres veces superior a la del CML.

Respecto a los barbechos, el BNL se reveló como la práctica más beneficiosa para la conservación del suelo y el agua, ya que durante el periodo experimental las producciones de escorrentía y sedimentos fueron nulas. Por el contrario, la práctica convencional de mantener el suelo en barbecho blanco (BB) intensificó las pérdidas de agua y suelo por erosión, independientemente del tipo de prácticas aplicadas (ML o LC), y representó el caso más desfavorable de manejo en cuanto a la conservación de suelo y agua (3.4% y 0.96 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en el BBML; 1.8% y 0.76 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en el BBLC). Los modelos BSML y BTML, supusieron un aumento considerable de la protección del suelo respecto a los barbechos blancos (BB), que se tradujo en una reducción de las pérdidas de agua y suelo observadas durante el periodo experimental (0.8% y 0.18 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en el BTML; 1.5% y 0.20 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en el BSML).

En el caso del barbecho blanco, el coeficiente medio de escorrentía del BBML resultó prácticamente el doble que el del BBLC, y la tasa media de erosión fue un 25% superior. Por tanto, los resultados contradicen las estrategias de conservación de suelo y agua que atribuyen una reducción de la erosión hídrica a la simple sustitución de las labores primarias profundas (BBLC) por labores más superficiales (BBML).

Los tres modelos de abandono (AB, ABm y ABr) se iniciaron con el suelo recién labrado y en ausencia total de recubrimiento y registraron las máximas producciones de escorrentía y sedimentos en la primera campaña (0.7% a 2.1% y 0.11 a 0.36 Mg ha⁻¹ año⁻¹). Sin embargo, las pérdidas de agua y suelo disminuyeron drásticamente en la segunda campaña de abandono (0.01 a 0.6% y 0.01 a 0.2 Mg ha⁻¹ año⁻¹), como consecuencia del establecimiento de una cubierta vegetal que cubrió más del 80% de la superficie de la parcela. A partir de éste, con un recubrimiento que superó el 90%, las pérdidas de agua y suelo resultaron nulas durante las campañas restantes. Por tanto, se concluye que cualquier sistema de manejo que incluya la retirada de la producción y el abandono como alternativa de uso, debe considerar el mantenimiento de éste durante periodos de tiempo siempre superiores a los dos años de duración.

Los resultados de los análisis de las propiedades físicas y químicas del suelo reflejaron que, con independencia del sistema de manejo, el suelo del campo experimental presenta una fertilidad química muy reducida y, en general, una estabilidad estructural débil. No obstante, el manejo ejerció un efecto significativo en la evolución de las propiedades físicas y químicas del suelo. En todos los parámetros evaluados, el AB y el NL representaron las situaciones más favorables respecto a los procesos de degradación del suelo. Por el contrario, las parcelas manejadas con ML y LC presentaron los valores más reducidos en la totalidad de los parámetros analizados, lo que se traduce en una mayor fragilidad ante los fenómenos erosivos y una menor fertilidad y productividad que los anteriores. No se detectaron diferencias significativas entre el ML y el LC en los contenidos de N (0.036%), P (26.938 mg kg⁻¹) y materia orgánica (0.641%). Sin embargo, las prácticas de ML supusieron una mejora respecto al LC en el caso de la estabilidad estructural (48.03% de agregados estables en el CML/BT, 47.37% en el CML/BBML y 35.72% en el CLC/BBLC).

Tras 18 años de aplicación, y partiendo de un suelo en las mismas condiciones, los porcentajes de agregados estables del AB (79.6%) y del NL (67.9%) doblaron los del LC (37.5%) y el contenido de materia orgánica se incrementó un 78% en el AB (1.24%) y un 86% en el NL (1.63%) respecto al LC, en el que el contenido de materia orgánica se mantuvo constante (0.75%) durante los 18 años.

A partir de los resultados obtenidos se han identificado dos factores clave en relación con los manejos agrícolas que condicionan las respuestas hidrológica y erosiva del suelo: a) el recubrimiento y su variabilidad estacional, y b) la intensidad y estacionalidad de las operaciones de labranza. Por tanto, los criterios para evaluar la eficacia de los distintos sistemas de manejo en cuanto a la conservación del suelo y el agua deben considerar el porcentaje de recubrimiento del suelo a los que dan lugar, procurando que las prácticas de manejo permitan mantener el mayor recubrimiento superficial posible; así como la variabilidad estacional del mismo, de forma que se maximice la coincidencia de los momentos de máximo recubrimiento con los periodos de máxima erosividad de la lluvia. Con esta finalidad, y con el objetivo de preservar la estructura del suelo, que repercute directamente en su fertilidad y productividad, se deben reducir lo máximo posible la frecuencia e intensidad de las operaciones de labranza.

El análisis de normativa española derivada de la PAC en relación con la protección y conservación del suelo ha puesto de manifiesto que las medidas adoptadas de aplicación obligatoria para todos los agricultores que perciban subvenciones (condicionalidad), resultan claramente insuficientes y en ciertas ocasiones imprecisas e incluso inadecuadas. De manera que tienen cabida dentro de ellas prácticamente todos los manejos y prácticas del suelo, incluyendo los que tienen efectos perjudiciales sobre su conservación ampliamente reconocidos, como el barbecho blanco. Por otro lado, el fomento de la aplicación de manejos beneficiosos para protección del suelo frente a la erosión hídrica, como el NL, tan sólo se incluye en programas de carácter secundario (Medidas Agroambientales). En el periodo 2001-2007 se destinó un promedio de 1800 millones de euros anuales a la subvención de los cultivos herbáceos en España vinculados al cumplimiento de la condicionalidad. Mientras que la cantidad media destinada a las Medidas Agroambientales dedicadas a la lucha contra la erosión fue de 26.4 millones de euros anuales.

En base a las conclusiones obtenidas en el presente trabajo, resulta fundamental ampliar la información de campo disponible sobre tasas reales de erosión y respuestas hidrológicas de los distintos manejos agrícolas, teniendo en cuenta que la gran variabilidad del clima Mediterráneo condiciona que la obtención de series de datos representativas requiera de periodos de observación muy extensos. Esta información resulta necesaria para el proceso de toma de decisiones respecto a modelos de gestión del territorio que consideren como premisa la sostenibilidad de la calidad de los suelos; así como para el desarrollo de modelos predictivos que permitan evaluar la respuesta de las distintas alternativas de uso y sistemas de manejo del suelo para las características específicas del territorio.

ABSTRACT

Soil is a natural resource non-renewable at a human temporal scale. In agricultural systems, soil conservation is especially important, as their productivity depends directly on the health and quality of the soils. Even more in mediterranean extensive agricultural landscapes, where productivity is very limited by climate conditions.

The Mediterranean region is particularly prone to erosion and soil degradation due to a combination of physics and environmental factors. Because of this combination, there are many differences between erosion processes in the Mediterranean region and in other agricultural areas typical of humid and wet climates. Spain is the European Mediterranean country with the highest rates of current and potential erosion. In most of the spanish territory, soil erosion represents a serious threat to the sustainability of agroecosystems and the socioeconomic system. However, despite the relevance of the erosion problem, there is a significant lack of knowledge about erosion processes in mediterranean agricultural landscapes, as well as a remarkable lack of field-data to allow to quantify soil loss occurring in different agricultural situations in this characteristic climate conditions.

Rainfed herbaceous crops represent 41% of the total area used for agriculture in Spain. Therefore, they have great importance from the point of view of erosion and soil conservation. Also, the study "Erosive states maps" ("Mapas de estados erosivos") carried out by the ICONA in 1991, reported that the 38% of the total soil loss from water erosion in the country is caused by this type of crop.

The erosion problem in Mediterranean agricultural areas has also been recognized by the different local, national and European Administrations. In fact, the Common Agricultural Policy of the European Union (CAP) includes from the middle of the 90s land conservation among its key objectives, and the consecutive regulations developed have been introducing measures to combat erosion and to promote the use of managements and agricultural practices which contribute to soil conservation.

The overall thesis objective is to assess the effects of different agricultural management systems, including conventional management systems characteristics of mediterranean rainfed areas and other management promoted by the CAP, in relation to their hydrological and erosive responses in environmental conditions of the Mediterranean central Spain. In order to do this, runoff coefficients and erosion rates recorded in USLE type plots and microplots installed in the 'experimental field station about agricultural soil erosion' of La Higuera (Toledo) for the agricultural years 1993/94 to 2010/11 are presented and discussed, as well as the characteristics of rainfall and its erosivity during the same period. Is important to note that the field work have supposed a considerable part of the effort made in this thesis, because all tasks related to the maintenance of the experimental field station have been carried out by its author from September 2007 to the present.

The hydrological response and soil loss by water erosion have been evaluated for five management systems for herbaceous crops, three types for barley crops: 1) no-tillage or direct seed (CNL), 2) minimum tillage (CML), and 3) conventional tillage (CLC) and two types sunflower crops: 1) no-tillage or direct seed (GNL) and 2) conventional tillage (GLC); five fallow options: 1) no-tillage with herbicide treatment (BNL), 2) delayed fallow with reduced tillage (BTML), 3) green or seeded fallow with minimum tillage (BSML), 4) white fallow with minimum tillage (BBML), and 5) white fallow with conventional tillage (BBLC); and three models of abandonment or set-aside of agricultural lands with spontaneous re-vegetation: 1) long-term abandonment (AB, since 1993), 2) recent abandonment (ABr, since 2008), and 3) managed abandonment with periodic weeded (ABm).

It should be pointed out the importance and singularity of the data series presented in this work, owing to providing detailed information about hydrological and erosive response of rainfed agricultural managements and for its long temporal extension. In the case of the USLE type erosion plots, data set of 17 years is available, which are equivalent to 158 production data of runoff and sediment per plot and year and 8172 production data of runoff and sediment runoff per plot and rainfall event. For the erosion microplots, the data set consists of 18 crop years, with 180 production data of runoff and sediment per microplot and year and 8046 production data of runoff and sediment runoff per microplot and rainfall event.

The distribution of rainfall and rainfall erosivity during the experimental period was markedly irregular, both inter-annual and seasonal. The average annual precipitation was 450 mm, with a coefficient of variation of 30%, and the average annual erosivity (USLE R factor) was 561 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ yr⁻¹, with a coefficient of variation of 47%.

Regarding the irregular distribution of rainfall erosivity along the year, two scenarios of maximum erosive intensity have been identified and defined in relation to three variables: a) Antecedent soil water reserve R_a (mm), b) Excess rainfall P_e (mm), volume of precipitation when the soil is saturated ($R = 100$ mm), c) Rainfall event intensity I_{30} (mm h⁻¹). The first, called 'Temporal', a wet period of high accumulated precipitation ($R_a > 70$ mm, $P_e > 0$ mm, $I_{30} = \text{any}$), corresponds to cyclonic precipitations typical of winter periods. In this situation, several consecutive rainfall events are linked, usually of low or moderate rainfall intensity, and the soil profile is saturated. The second, responds to rainfall events of moderate to high intensity (EMAI, $I_{30} > 5$ mm h⁻¹, $P_e = 0$ and $R_a = \text{any}$), usually associated with convective cells of vertical development.

During the experimental period, an "extreme erosive episode" was recorder in each scenario. In the case of "extreme erosive episode" of 'Temporal' situation ($P = 171$ mm in 5 days), the runoff volume collected was equivalent to 17% of the total volume recorded in the whole experimental period, and the erosion rate corresponded to 34.8% of the total soil loss. In the EMAI "extreme erosive episode" ($P = 43$ mm, $I_{30} = 81.4$ mm h⁻¹ and return period of 50 years) the 3.4% of the total runoff of the experimental period and 9.5% of the total soil loss was collected. These results confirm that in mediterranean rainfed areas, water erosion processes are concentrated on singular rainfall episodes, and highlight the predominant role played by these episodes in soil degradation.

The results obtained showed that agricultural management has a strong influence on the hydrological response and soil erosion. For the herbaceous crops, the NL practice was the most effective management in reducing rates of soil loss and maximizing water infiltration of precipitation. Both in barley and in sunflower crops, water and soil losses were almost imperceptible. NL practice reduced the mean annual runoff coefficient and the mean annual erosion rate by more than 90% compared to ML practices (2.1% and 0.44 Mg ha⁻¹ yr⁻¹ for the CML) and to LC practices (2.3% and 1.52 Mg ha⁻¹ yr⁻¹ for the CLC; 6.6% and 2.1 Mg ha⁻¹ yr⁻¹ for the GLC). No significant differences were observed between the mean annual runoff productions of CML and CLC. However, the average annual erosion rate of CLC was three times higher than that of CML.

Respect to fallows, the BNL alternative proved to be the most beneficial to soil and water conservation, as during the experimental period there were not runoff or sediment yields. By contrast, the conventional practice of remaining soil in white fallow (BB) intensified water loss and soil erosion, regardless of the type of tillage applied (ML or LC), and represents the worst of the possible management conditions for water and soil conservation (3.4% and 0.96 Mg ha⁻¹ yr⁻¹ for the BBML; 1.8% and 0.76 Mg ha⁻¹ yr⁻¹ for the BBLC). BSML and BTML

models, represented a substantial increase on soil protection over white fallow (BB), which resulted in a reduction of water and soil losses observed in the experimental period (0.8% and 0.18 Mg ha⁻¹ yr⁻¹ for the BTML, 1.5% and 0.20 Mg ha⁻¹ yr⁻¹ for the BSML).

In the case of white fallow, the mean runoff coefficient of BBML was almost double than that of BBLC, and the average rate of erosion was 25% higher. Therefore, the results contradict the soil and water conservation strategies which attribute reduction of erosion simply replacing the primary deep tillage (BBLC) with minimum tillage (BBML).

The three models of abandonment (AB, ABm and ABm) started with freshly tilled soil, completely bare, and recorded the highest runoff and sediment production in the first year (from 0.7% to 2.1% and from 0.11 to 0.36 Mg ha⁻¹ yr⁻¹). However, water and soil losses decreased extremely in the second abandonment year (from 0.01 to 0.6% and from 0.01 to 0.2 Mg ha⁻¹ yr⁻¹) as a result of the establishment of a vegetation cover which covered over 80% of the plot area. From this year, the vegetation cover exceeded 90% permanently and water and soil losses were zero for the rest of the years. In conclusion, any management system which includes abandonment or set-aside of agricultural lands should be maintained for periods of time longer than two years.

The results of the analysis of soil physical and chemical properties showed that, regardless of manage system applied, soil of the experimental field has a very reduced chemical fertility and a weak structural stability. Nevertheless, soil management significantly influenced the evolution of physical and chemical properties. NL and AB represented in all parameters assessed the most favorable situations regarding soil degradation processes. By contrast, plots managed with ML and LC showed the lowest values in all parameters analyzed, which results in a greater fragility before erosive processes and a smaller fertility and productivity than NL and AB managements. No significant differences were found between ML and LC in N contents (0.036%), P contents (2.938 mg kg⁻¹) and organic matter (0.641%). However, ML practices improved structural stability compared to LC (48.03% of water-stable aggregates in CML/BT and, 47.37% in CML/BBML and 35.72% in CLC/BBLC).

After 18 years of implementation, and starting from soil in the same conditions, soil structural stability in AB (79.6%) and NL (67.9%) was twice that in LC (37.5%) and organic matter content increased 78% in the AB (1.24%) and 86% in the NL (1.63%) compared to LC, in which the organic matter content was remained constant (0.75%) for 18 years.

Based on the results obtained, two key factors were identified in relation to agricultural managements that determine hydrological and erosive soil responses: a) the soil cover and its seasonal variability, and b) the intensity and seasonality of tillage operations. In consequence, the guidelines for evaluating the effectiveness of different management systems concerning soil and water conservation must consider the percentage of soil cover leading to, trying that management practices will maintain the highest possible soil cover, and seasonal variability of this cover, so that the moments of maximum soil cover and the peak periods of rainfall erosivity happen at the same time. For this purpose, and in order to preserve soil structure, which directly affects their fertility and productivity, the frequency and intensity of tillage operations should minimize.

The analysis of Spanish normative derived from the CAP in relation to soil conservation has shown that measures taken, compulsory for all farmers (conditionality), are clearly insufficient and sometimes inaccurate. So there are place for almost all managements and soil practices, including those with damaging effects on their conservation widely recognized such as white fallow. On the other hand, measures aimed at promoting the use of beneficial managements for soil protection against water erosion, such as NL, only are included in

secondary programs (Agri-environmental Measures). In the period 2001-2007 was spent an average of 1800 million euros per year to finance herbaceous crops linked to conditionality compliance. While the average amount intended for Agri-environmental Measures to erosion control was 26.4 million per year.

In conclusion, it is essential increase the field data available on real erosion rates and hydrological responses of different agricultural managements, taking into account that the high Mediterranean climate variability determines that obtaining representative data sets requiring long observation periods. This information is necessary for the decision-making process respect to land management models that consider the sustainability of soil quality primary objective, as well as for the development of predictive models to assess the response of the different land use alternatives and management systems to the Mediterranean specific agri-environmental conditions.

2. INTRODUCCIÓN

2.1. DEGRADACIÓN DEL SUELO POR EROSIÓN

La erosión es la acción de desgaste de la superficie terrestre por agentes externos. En términos generales, supone la remoción de la capa más superficial del suelo, sea cual sea el agente responsable: agua, viento, hielo, actuaciones humanas, etc. Los procesos de erosión han actuado durante millones de años, formando parte de la dinámica natural del medio exógeno terrestre y constituyendo uno de los procesos más importantes responsables del cambio en el modelado de la superficie de la Tierra a lo largo de la historia geológica.

Sin embargo, este proceso natural se ve fuertemente incrementado en aquellas zonas donde las actividades humanas han modificado el equilibrio de los factores naturales, dejando el suelo desprotegido de la cubierta vegetal, compactando la superficie, alterando el flujo de agua de escorrentía, etc. Por ello, muchos autores distinguen entre “erosión geológica” y “erosión antrópica o acelerada”, refiriéndose esta última a la intensificación de los procesos de erosión como consecuencia de la actividad humana.

La erosión acelerada actúa a un ritmo muy por encima del esperable en condiciones naturales y representa un fuerte aumento de las tasas de pérdida de suelo, a veces varios órdenes de magnitud por encima de las tasas propias de la erosión geológica (García Ruíz y López Bermúdez, 2009). Esta aceleración ha convertido la erosión del suelo en un proceso preocupante, que ha desbordado el ámbito de lo puramente científico para entrar a formar parte de los tópicos ambientales del siglo XXI.

La degradación del suelo como consecuencia de los procesos de erosión ha sido reconocida como el principal proceso inducido por la actividad humana responsable de la degradación en zonas áridas (UNEP, 1992). En la Unión Europea, la erosión del suelo causada por las actividades humanas ha sido identificada como una de las amenazas ambientales más importantes que afecta con mayor o menor intensidad a un cuarto de su superficie (*European Environment Agency EEA*, 2005).

La región Mediterránea es la más amenazada, con áreas en las que la erosión ha conducido a un estado irreversible de degradación y en algunos casos a una desaparición total del suelo (EEA, 2003). De los países mediterráneos europeos, España es el que presenta tasas más elevadas de erosión actual y potencial (ICONA, 1982; CORINE, 1992; López Bermúdez, 1992; Año Vidal *et al.*, 1998; Giovanni *et al.*, 2001; Solé Benet, 2006, en López Bermúdez y García Ruíz, 2008). Según cifras provenientes del Ministerio de Medio Ambiente (MARM, 2005), un 30% de la superficie de nuestro país se ve afectada por tasas de erosión que son calificadas como medias (pérdidas de suelo de 10-50 Mg ha⁻¹ año⁻¹) y más de un 10% por tasas altas (>50 Mg ha⁻¹ año⁻¹).

El hecho de reconocer la naturaleza no renovable a escala temporal humana del recurso edáfico es de extraordinaria importancia, ya que su degradación supone la mayoría de las veces su destrucción irreversible y en el caso límite, la desertificación del territorio. La formación de suelo fértil, susceptible de ser económicamente productivo, mediante la alteración del material original, es un proceso sumamente lento medible únicamente en una escala de tiempo geológico (Duchafour, 1987). La formación de apenas 5 cm de suelo puede necesitar el transcurso de cientos e incluso miles de años, mientras que los procesos erosivos pueden actuar rápida y drásticamente. El equivalente a esos 5 cm de espesor de la capa superficial de suelo puede ser eliminado durante una única tormenta (Lal, 1990).

En consecuencia, la gestión del territorio desde una perspectiva conservacionista debe asumir el objetivo de mantener, de forma indefinida, el potencial productivo de los suelos y, con ello, asegurar la sostenibilidad de las explotaciones agro-forestales (Wischmeier y Smith,

1978; FAO, 1983). Con tal fin, es necesario conocer los límites tolerables de pérdida del suelo que no supongan una degradación progresiva de éste; es decir, cuando la tasa de pérdida de suelo no sea superior a la de su regeneración.

De forma generalizada, se considera la cantidad 11.2 Mg ha^{-1} como el límite máximo de tolerancia de erosión anual (Schmidt *et al.*, 1982; FAO, 1988). Esta cantidad corresponde a una capa de suelo de 1 mm de espesor que sea removida uniformemente de la superficie, tomando como valor medio de densidad aparente del suelo $1,12 \text{ g cm}^3$. No obstante, dicho límite tolerable de pérdida de suelo varía de manera importante para los distintos tipos de suelos, en función de su estado de conservación, profundidad y propiedades físicas y químicas.

El Servicio de Conservación de Suelos de EEUU (SCS, 1973 en McCormack *et al.*, 1982) adoptó para la evaluación de las distintas alternativas de manejo los valores máximos de tolerancia de pérdida de suelo que se recogen en la tabla 1. Estos varían en función de la profundidad efectiva del suelo entre $11.2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (suelos con profundidad efectiva superior a 150 cm) y $2.2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (profundidad es inferior a 25 cm). Además, la tolerancia disminuye cuando el sustrato sobre el que se desarrolla el suelo resulta desfavorable para la regeneración de éste, incluso aún cuando se apliquen prácticas de manejo tales como enmiendas orgánicas o aportes de fertilizantes químicos.

En España destaca el trabajo realizado por Moreira (1991) para la estimación de los valores máximos de tolerancia de pérdida de suelo en el Valle Ventral del Guadalquivir (tabla 1). Este autor propuso determinar dichos valores de tolerancia con la condición de mantener la productividad de los suelos a un nivel equivalente al actual durante un plazo de al menos 1000 años. En este caso los valores se reducen de forma drástica. La tolerancia máxima de pérdida de suelo es de $7.1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el caso de suelos más profundos que 150 cm y tan sólo de $0.2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para suelos con una profundidad inferior a 25 cm.

| Profundidad efectiva (cm) | Tasas de erosión máximas tolerables ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) | | |
|------------------------------|--|------------------------|--|
| | Servicio de Conservación de Suelos de EEUU (SCS, 1973) | | Moreira (1991) Valle del Guadalquivir |
| | Substrato favorable | Substrato desfavorable | |
| 0-25 | 2.2 | 2.2 | 0.2 |
| 25-50 | 4.5 | 2.2 | 1.1-1.8 |
| 50-100 | 6.7 | 4.5 | 1.7-2.5 |
| 100-150 | 9.0 | 6.7 | 5.0-7.0 |
| >150 | 11.2 | 11.2 | 5.3-7.1 |

Tabla 1. Valores máximos de pérdida de suelo tolerable ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) propuestos por el SCS (1973) en McCormack *et al.* (1982) por Moreira (1991).

No obstante, la definición del término pérdida tolerable de suelo y el establecimiento de la tasa máximas tolerables (T) resultan complejos y han sido objeto de controversia, pasando por enfoques centrados en aspectos agronómicos (productividad, calidad del suelo), geológicos (tasa de formación de suelo, tasa de meteorización) y socio-económicos (daños a infraestructuras, contaminación de aguas), y existiendo diversas propuestas en la literatura.

Por ejemplo, basados en consideraciones agronómicas, Smith y Stamey (1965) proponen un límite T de $5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en zonas como la mediterránea, donde el suelo presenta un escaso desarrollo; Hudson (1971) recomienda que en suelos superficiales o altamente erosionables se debe asumir como tasa máxima $2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; y Schertz (1983) considera que, cuando el suelo supera los 2 m de profundidad, es muy poco probable que, como consecuencia de la erosión, el subsuelo capaz de influir en la productividad de las cosechas

se vea afectado en un periodo superior a 50 años, por lo que incrementa el valor de T hasta $20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Por su parte, Boellstorff y Benito (2005) consideran que la tasa T debe ser calculada a partir de las propiedades subsuperficiales del suelo que limitan el crecimiento de las raíces, citando como los factores más importantes la profundidad de la roca madre, la presencia de superficies cementadas o costras, los niveles subsuperficiales arenosos, los cambios abruptos en la textura, los horizontes o capas duras, el contenido en fragmentos rocosos, el alto contenido en yeso y/o carbonatos, y la presencia de suelos altamente erosionados. Según estos autores, en la mayoría de las ocasiones, los valores de T varían de 1 a $13 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (López Vicente, 2007).

Tasas muy inferiores se citan en Pimentel (2006), que a partir de los trabajos de Troeh y Thomson (1993); Lal (1994); Pimentel *et al.* (1995); Young (1998) y Sundquist (2000), establece que la tasa de formación de suelos bajo condiciones agrícolas en EEUU y Europa fluctúa en un rango entre 0.5 y $1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Por otro lado, Verheijen *et al.* (2008) indican para Europa un rango de pérdidas tolerables entre 0.3 y $1.4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, dependiendo del ratio de formación del suelo y entendiendo por pérdida tolerable aquella que no deteriore, menoscaba o elimina una o más funciones del suelo.

Por último, De la Horra (1992) calculó en $6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ la tasa de pérdida tolerable para los suelos del área de estudio (comarca de Torrijos, Toledo).

2.2. EROSIÓN HÍDRICA EN CAMPOS AGRÍCOLAS

La agricultura ha sido la actividad humana que mayor incidencia ha tenido sobre el suelo a lo largo de la historia. Propició desde sus inicios suelos poco protegidos por la vegetación, recurrentemente labrados y sobre los que se aplicaban incendios controlados para eliminar la vegetación natural (Cerdà, 2008), y más tarde, el desarrollo de sistemas de laboreo mediante tracción animal y la mecanización generalizada del siglo XX permitió aumentar la productividad de los suelos agrícolas, pero también incrementó los riesgos de degradación y erosión. Es un hecho comprobado a nivel mundial que las tasas de erosión más elevadas coinciden con la modernización de las prácticas agrícolas (proyecto LUCINDA -*Land Care In Desertification affecter areas*-, 2008).

Sin embargo, la importancia de conservar un suelo de buena calidad es particularmente patente en los sistemas agrícolas, donde la productividad va a depender, en buena medida, del estado de conservación del suelo.

Como resultado de los procesos erosivos, el suelo manifiesta un descenso neto de su fertilidad natural y productividad biológica. La erosión produce la reducción del espesor efectivo del perfil edáfico y, por tanto, del volumen de suelo explotable por la vegetación o el cultivo. Dado que la pérdida de material afecta fundamentalmente a las capas superficiales del suelo, en las que reside la mayor fertilidad, su pérdida supone una merma significativa de los contenidos de materia orgánica y nutrientes. Así mismo, son las partículas más finas las que se arrastran con mayor facilidad, siendo estas las que absorben y retienen más nutrientes (Boulaine, 1981).

Por otro lado, la acción de los agentes erosivos provoca una degradación progresiva de la estructura física del suelo lo que, a su vez, aumenta la vulnerabilidad de éste a ser degradado y afecta al resto de funciones del suelo. Por todo lo anterior, el suelo manifiesta

una disminución progresiva en su capacidad de retención de agua y nutrientes disponibles para las plantas, lo que repercute en una reducción drástica de su fertilidad.

El resultado es una pérdida de productividad que, en principio, limita las especies que pueden cultivarse y obliga a un aumento de los fertilizantes a aplicar para mantener los rendimientos de las cosechas y la producción de alimentos y, finalmente, lleva a la devaluación y en muchas ocasiones al abandono de la tierra (Morgan, 1986). Faeth y Crosson (1994) estimaron que cada año se abandonan en el mundo 10 millones de ha de tierras cultivables debido a la falta de productividad causada por los procesos de erosión y en la segunda mitad del siglo XX, cerca de un tercio de los suelos agrícolas de la Tierra dejaron de ser productivos para usos agrícolas (Pimentel *et al.*, 1995).

Está ampliamente aceptado que la erosión del suelo es mayor en tierras agrícolas que en bosques, matorrales o praderas (Boardman *et al.*, 1990, proyecto LUCINDA, 2008; proyecto SOCO –*Sustainable Agriculture and Soil Conservation*-, 2009). A nivel mundial, más del 75% de los suelos cultivados del mundo se ha visto afectados o degradados por los procesos erosivos (proyecto LUCINDA, 2008).

La región mediterránea, y España particularmente, presenta unas condiciones naturales y culturales que favorecen la erosión de los suelos. El clima, con largos periodos de sequía seguidos de lluvias torrenciales, los suelos frágiles, con débil estructura y bajo contenido en materia orgánica, y la escasa cobertura vegetal que presentan extensas áreas son algunas de las características que potencian suelos degradados y erosionados, sin olvidar la larga historia de ocupación del territorio de la región que los ha sometido a una fuerte presión antrópica. Así, la erosión del suelo representa en la mayor parte del territorio español una seria amenaza para la sostenibilidad de los agroecosistemas y el sistema socio-económico (López Bermúdez y García Ruíz, 2008).

En España, la importancia del impacto de los procesos erosivos en el medio agrícola queda de manifiesto si se tiene en cuenta que las tierras de cultivo ocupan 17.3 millones de ha, que suponen el 34% de la superficie nacional. Dentro de éstas, los cultivos herbáceos representan el 52.6% de esta superficie (9,1 millones de ha), siendo el resto ocupado por cultivos leñosos (27.7%; 4.8 millones ha) y barbechos y otras tierras no ocupadas (19.7%; 3.4 millones ha) (Anuario Estadístico MARM 2010). Al mismo tiempo, los cultivos herbáceos de secano suponen un 80% (7.1 millones ha) de la superficie dedicada a este tipo de cultivos.

Esta gran extensión concede a los cultivos herbáceos de secano una enorme importancia desde el punto de vista de la erosión y la conservación del suelo (García Ruiz y López Bermúdez, 2009). En 1991 el estudio “*Mapas de estados erosivos*” realizado por el ICONA (MOPT, 1991) atribuyó a este tipo de cultivos el 38% de las pérdidas de suelo por erosión hídrica del país (fig. 1).

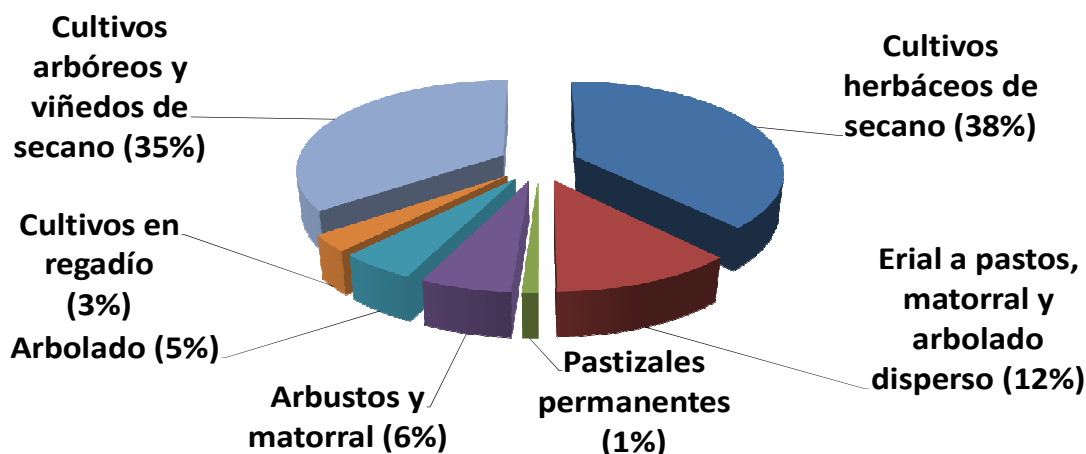


Figura. 1.- Pérdidas de suelo por erosión hídrica en función de los usos del suelo. Obtenidas a partir de los Mapas de estados erosivos del ICONA (MOPT 1991).

Sin embargo, a pesar de la importancia de la actividad agrícola en la erosión del suelo, existen muy pocos estudios en España realizados en campos de cultivo (Cerdá, 2001 y 2008; García Ruíz, 1999; García Ruíz *et al.* 2000, en Lasanta Martínez 2003). Más aún, resulta particularmente escasa la bibliografía referente a los sistemas de secano, en comparación con la existente acerca de temas relacionados con los cultivos irrigados (Meco *et al.* 2011), y la relativa a la respuesta hidrológica y erosiva de los cultivos herbáceos de secano (García Ruiz y López Bermúdez, 2009). De todo lo anterior, se deduce que el proceso de toma de decisiones respecto a modelos de gestión del territorio que consideren como premisa la sostenibilidad de la calidad y cantidad de la productividad biológica de los suelos, requiere del conocimiento de las tasas reales (actuales) de degradación por erosión; así como de modelos predictivos que permitan evaluar la respuesta de las distintas alternativas de uso y sistemas de manejo del suelo para las características específicas del territorio (De Alba, 2002).

Por otro lado, ciertos autores ponen el énfasis en que el interés de los estudios de erosión y escorrentía se ha centrado en los últimos años no sólo en la pérdida de suelo y la consecuente reducción de la fertilidad, sino también en los daños que los fenómenos erosivos causan fuera de la cuenca agrícola (por ej. Govers, 1991; Ludwig, 1992; Vansteelant *et al.*, 1997; Martin *et al.*, 1998, en Valcárcel, 1999). El transporte y la sedimentación de las partículas erosionadas, a su vez, transforman aspectos fundamentales de la morfología fluvial, afectando a las zonas inundables, aumentando el riesgo de inundaciones y acortando la vida de los embalses (Clark, 1985; Boardman *et al.*, 1994; Verstraeten & Poesen, 1999 en Alatorre, 2010). Los sedimentos también son una fuente muy importante de contaminación a través de la fijación de agroquímicos, incrementando los niveles de nitrógeno y fósforo en el agua y causando su eutrofización (Sibbesen, 1995; Steegen *et al.*, 2001).

Un aspecto singular que dificulta la percepción por parte de la sociedad de la gravedad de la erosión del suelo en los paisajes agrícolas es el carácter efímero de los rasgos erosivos (De Alba *et al.*, 2011). En comparación con otras zonas naturales, en las que los rasgos erosivos tales como las incisiones de regueros y cárcavas permanecen visibles sobre la superficie del suelo una vez que han sido generados, la degradación de los suelos en los campos agrícolas no es tan claramente manifiesta ya que las prácticas convencionales de laboreo eliminan periódicamente estos rasgos erosivos superficiales (De Alba, 1998). A modo de ejemplo, en la foto 1 se observa la erosión producida por una tormenta de verano, de escasamente 45 min

de duración, sobre una ladera que permanecía en condiciones de barbecho blanco. La imagen muestra la formación de un reguero de más de 1 m de anchura y 40 cm de profundidad, que revela una pérdida de suelo de enorme magnitud. Sin embargo, en foto 2, tomada apenas diez días después de la anterior, el campo se presenta recién labrado y sin rasgo alguno que permita sospechar la ocurrencia del episodio erosivo anterior. Como en la mayoría de los casos, los efectos erosivos fueron visibles sobre la superficie de los campos apenas unos días después de la tormenta, justo el tiempo necesario para que el suelo alcanzara unas condiciones óptimas que permitieran realizar la labranza.



Fotos 1 y 2. Los rasgos erosivos permanecen sobre la superficie apenas unos días después de la tormenta. 1(izq.): regueros y cárcavas fotografiados apenas cuatro días después de la tormenta. 2 (dcha.): imagen del mismo campo tomada diez días después de la tormenta e inmediatamente después de realizarse la labor (tomadas de De Alba *et al.*, 2011).

A pesar de la dificultad de visualizar directamente en campo las consecuencias de los procesos erosivos cuando éstos se producen, la observación detallada del paisaje sí permite identificar los efectos acumulados a largo plazo. Así, en el paisaje característico del secano mediterráneo se observa una presencia generalizada de suelos truncados en los tramos convexos de las laderas. Se trata de perfiles de suelo que han perdido por erosión total o parcial los horizontes edáficos superficiales (horizontes A y B), de tal modo que quedan expuestos en superficie los materiales pertenecientes a horizontes C originariamente subsuperficiales, o una mezcla de materiales de éstos horizontes con restos de los superficiales. De este modo el proceso da lugar a una reducción de la fertilidad del suelo (Gallardo *et al.*, 1990)

En la foto 3 se observa como en el área de estudio de esta Tesis (comarca de Torrijos, Toledo), los perfiles del suelo truncados son claramente predominantes en los tramos altos y hombreras de las laderas. En estas zonas, los tonos claros revelan la presencia en superficie de materiales pertenecientes a horizontes cálcicos originariamente subsuperficiales en perfiles de suelo de los tipos Luvisol cálcico y Calcisol (FAO, 1989) característicos de esta zona. Como consecuencia de la decapitación de los horizontes superficiales, en la foto se puede apreciar como las prácticas de laboreo y cultivo se realizan directamente sobre los materiales procedentes de los horizontes cálcicos. No obstante, la aparición de ese material carbonatado en la capa de labranza supone una importante limitación para el desarrollo de los cultivos, tanto por sus propiedades químicas como físicas, y por consiguiente, una reducción drástica de la productividad.

Una dificultad añadida para percibir las consecuencias adversas de la degradación del suelo, reside en que éstas quedan parcialmente camufladas por la utilización de agroquímicos, lo que conduce a una reducción progresiva de la fertilidad natural del suelo a

la vez que aumenta la dependencia de los mismos para mantener la rentabilidad de la explotación (De Alba *et al.*, 2011).



Foto 3. Panorámica del área de estudio. La intensidad de los procesos erosivos se pone de manifiesto por la abundancia de suelos truncados en el paisaje. En la imagen, las zonas con tonos claros corresponden a suelos decapitados en los que se han perdido los horizontes A y B y queda expuesto en superficie el horizonte cálcico originariamente subsuperficial. A la izquierda se muestra uno de los perfiles edáficos representativos de las áreas no degradadas de la zona de estudio. Tomadas de De Alba (1998).

2.3. EL ESTUDIO DE LA EROSIÓN EN ESPAÑA

Los estudios sobre la erosión del suelo con métodos científicos se inician en España más tarde que países, hacia los años cuarenta del siglo pasado. Los trabajos de Pérez Urruti (1948), Roquero de Laburu (1954, 1964), García Nájera (1955) y Támes (1957) tuvieron una gran influencia en el posterior desarrollo de los estudios sobre la erosión en España (López Bermúdez y García Ruiz, 2008). Basándose en éstos trabajos, López Cadenas y Blanco Criado (1968) generaron una tabla de índices de protección del suelo por la vegetación y Magíster (1973) llevó a cabo una evaluación de la erosión hídrica, indicando que en el 16% de la superficie la erosión era inapreciable, moderada e el 45%, grave en el 29% y muy grave en el 10% de los suelos (López Bermúdez y García Ruiz, 2008).

Sin embargo, hasta la década de los ochenta no hubo un intento sistemático por entender el funcionamiento de los paisajes erosionados, los factores que los explican, el papel de los diferentes usos del suelo, o la influencia de las características específicas de los suelos sobre la infiltración y la generación de escorrentía a diferentes escalas espaciales (García Ruiz y López Bermúdez, 2009).

La actividad de la comisión de Procesos Experimentales en Geomorfología de la Unión Geográfica Internacional representó un cambio en la percepción de la erosión del suelo y de los métodos que debían emplearse para medir los procesos. Si bien, los grupos de

investigación implicados en estudios sobre la erosión eran aún muy incipientes. La creación de la Sociedad Española de Geomorfología en 1987 tuvo una importancia decisiva para consolidar los estudios sobre erosión del suelo en España y los grupos de investigación dedicados a ellos, así como para la puesta a punto de cuencas y estaciones experimentales. García Ruiz y López Bermúdez (2009) realizan una descripción detallada de los equipos de trabajo pertenecientes a diferentes instituciones que dedican sus esfuerzos al estudio de la erosión y transporte de sedimentos, destacando la mayor concentración de éstos en el litoral levantino y reduciéndose mucho la densidad hacia el interior.

En López Bermúdez y García Ruiz (2008) se recoge una revisión de los métodos y técnicas empleadas en los estudios de erosión de suelo en España. Destacan el empleo de piquetas/clavos/aguja de erosión, perfiladores microtopográficos (por ej. Sancho *et al.*, 1991, parcelas abiertas y cerradas de diferentes dimensiones (Rubio *et al.*, 1990; López Bermúdez *et al.*, 1993; Boix Fayos *et al.*, 2006; De Alba *et al.*, 2009 entre otros) y cuencas hidrológicas (Llorens y Gallart, 1992; Batalla *et al.*, 1995; Ceballos y Schnabel, 1998; García Ruiz *et al.*, 2005). Además, otros métodos tales como las batimetrías en embalses (Sanz Montero, 1998; Valero-Garcés *et al.*, 1999), el empleo de radioisótopos como el Cesio 137 (Navas, 1995) o de imágenes de satélite en paralelo con sistemas de información geográfica (Beguería, 2005).

En la última década, se han publicado diferentes trabajos que incluyen exhaustivas recopilaciones bibliográficas de los estudios sobre erosión realizados en diferentes regiones españolas, dedicándose algunos de ellos exclusivamente a la erosión en suelos agrícolas. Por ejemplo, “*La erosión hídrica del suelo en el territorio valenciano. El estado de la cuestión a través de la bibliografía*” (Cerdà, 2001), “*La erosión en la región de Murcia*” (Romero Díaz, 2002), “*Gestión agrícola y erosión del suelo en la Cuenca del Ebro: el estado de la cuestión*” (Lasanta Martínez, 2003) o “*La erosión hídrica en suelos agrícolas en Galicia*” (Taboada-Castro *et al.*, 2010).

Por otro lado, destaca el capítulo “*Spain*” (Solé Benet, 2006) de la publicación “*Soil erosion in Europe*” (Boardman y Poesen, 2006) y los trabajos “*La erosión del suelo en España*” (García Ruiz y López Bermúdez, 2009) y “*Erosión y degradación del suelo agrícola en España*” (Cerdà, 2008), en los que se realizan profundas revisiones de los trabajos llevados a cabo en el campo de la erosión en España.

2.4. LA CONSERVACIÓN DEL SUELO FRENTE A LA POLÍTICA AGRARIA COMUNITARIA (PAC)

Dado que los diferentes Reglamentos Europeos de la Política Agraria Comunitaria (en adelante PAC) y su trasposición a la normativa nacional y autonómica han ido marcando tendencias y modelando en gran medida el panorama agrícola del país, se incluye en el presente trabajo una revisión de las principales reformas de la PAC, relacionadas con la agricultura y la conservación del suelo, especialmente las referentes a los cultivos herbáceos. Se hace referencia a los sucesivos Reglamentos Europeos, a los Reales Decretos derivados de ellos y en algún caso, se añaden las Órdenes concretas dictadas en la Comunidad de Castilla la Mancha derivadas de los Reales Decretos, por ser la normativa directamente aplicable a la zona de estudio donde se desarrolla el presente trabajo.

Reforma 1988

Durante el periodo comprendido entre 1970 y 1980, debido entre otras razones a la tecnificación y modernización del sector agrícola, se produjo un gran aumento de los principales productos agrarios en comparación a su consumo, ocupando el sector cereal un importante papel en el conjunto de productos excedentarios. Así, entre los años 1970-73 a 1992, la producción de granos aumentó un 40% en la CE-12 y un 18% en España; mientras que la superficie cultivada en la CE-12 en el mismo periodo, disminuyó un 5.9% y aumentó tan sólo un 1.6% en España (Toepfer International, 1991 y 1993 en Meza y Albisu, 1997).

Para tratar de restablecer el equilibrio en los mercados, a mediados de la década de los ochenta se inició la reforma de la PAC. Como medida para reducir los excedentes de producción, en 1988 la normativa comunitaria europea establece un régimen de ayudas destinado a fomentar la retirada de la producción de tierras de cultivos herbáceos (Reglamento (CE) nº 1094/1988). En España, el Real Decreto 1435/1988 desarrolló este Reglamento, regulando el régimen de ayudas y estipulando las medidas destinadas a conservar las buenas condiciones agronómicas de estas tierras retiradas de la producción, de obligado cumplimiento para los beneficiarios de estas ayudas.

- Art. 5: *“las tierras dejadas de cultivar para la producción de cultivos herbáceos se podrán destinar a: repoblación forestal, barbecho con posibilidad de rotación o fines no agrarios, estando el beneficiario de las ayudas obligado a continuar realizando las labores culturales adecuadas para mantener las superficies retiradas de la producción de cultivos herbáceos en buenas condiciones agronómicas, protegiendo el medio ambiente y los recursos naturales”.*
- Art. 6: *“cuando las tierras se dejen en barbecho, el agricultor está obligado a mantener o crear, con arreglo a las condiciones de suelo y clima, una cobertura vegetal apropiada, especialmente cuando se trate de prevenir la erosión y lavado de nitratos. La cubierta vegetal podrá dejarse sobre el suelo durante todo el año o enterrarse....” y a “efectuar los trabajos mecánicos necesarios para la conservación del suelo, en particular los orientados a conservar la reserva hídrica y los de lucha contra las malas hierbas”.*

Esta norma supuso una retirada de 91.6 10³ ha entre 1989 y 1992, que se destinaron fundamentalmente a barbechos (cerca del 80%), seguido del cultivo de leguminosas, usos forestales y pastos extensivos (Sancho Comins *et al.*, 1994). La superficie total dedicada a barbecho en España en el quinquenio 1989-1992 fue de 4 millones de ha, que suponen aproximadamente el 23% de la superficie total dedicada al cultivo de secano en este periodo.

Reforma de 1992

Con la reforma de la PAC de 1992, la política agraria europea, que estaba basada principalmente en las ayudas y gestión de precios, cambió hacia una política más orientada al mercado, iniciando el proceso de desvincular las ayudas de la producción (López Bellido, 2009). Esta reforma fue dirigida principalmente a los grandes cultivos herbáceos e implicaba reducciones sustanciales en los precios de garantía. Con la finalidad de compensar las pérdidas de ingresos de los agricultores de este tipo de cultivos, el Reglamento (CE) n° 1765/1992 estableció un pago compensatorio por superficie, condicionado a sembrar ciertos cultivos herbáceos.

En este nuevo modelo, el programa de retirada de tierras sigue teniendo gran importancia, ya que estas ayudas directas estaban así mismo condicionadas a la obligación de mantener un porcentaje de tierras retiradas de la producción (el sistema contemplaba la posibilidad de realizar la retirada de forma rotatoria -15% de la superficie cultivada- o no rotatoria). Sin embargo, el cobro de estos pagos no estaba sujeto al cumplimiento de ninguna norma de tipo medioambiental.

En España, la Orden de 18 de diciembre de 1992 (BOE n° 307 de 23/12/19) desarrolló el reglamento anterior, y dado que en los secanos españoles era tradición realizar barbecho en las tierras de cultivo, se elaboró la Orden de 29 de diciembre de 1992 (BOE n° 3 del 4/01/1993), que regulaba esta práctica determinando los *índices de barbecho comarcal* para las tierras de cultivos herbáceos en las distintas comarcas agrarias de secano, con los que se fijaba el porcentaje de la explotaciones en los que aplicar la retirada de tierras.

En dicha Orden se justificaba la aplicación del barbecho por ser *“una práctica cultural tradicional del cultivo de secano, impuesta por la necesidad de incrementar las reservas hídricas y la fertilidad del suelo”* y se afirmaba que su aplicación *“produce efectos positivos de tipo medioambiental, de protección de la erosión y control de plagas entre otros”*. Concluyendo que *“parece conveniente regular la práctica del barbecho blanco a efecto de la instrumentación de los pagos compensatorios por hectárea”*, y que *“se considera como una práctica tradicional de cultivo en secano el mantenimiento de un coeficiente de barbecho blanco a nivel comarcal respecto de la media de la superficie de cultivos herbáceos”*.

Por todo ello, la Orden dispone que *“los productores de cultivos herbáceos de secano que pretendan solicitar pagos compensatorios deberán dejar de barbecho blanco una superficie acorde con las prácticas tradicionales de la comarca en la que radique su explotación”*.

En el año 1993 entra en vigor el Reglamento (CE) 1552/93 y en España se dicta la Orden de 20 de diciembre de 1993 (BOE n° 306 del 23/12/1993), que recoge dicha modificación. Se estipula en un 20% de la superficie cultivada el porcentaje de tierras de retirada para la opción de forma no rotatoria o fija (5 años) y se establece para la opción de retirada rotatoria dos modalidades de barbecho en función de las características climáticas de la zona: *“en la región semiárida de España, deberán realizarse las operaciones de barbecho, bien mediante el sistema del mínimo laboreo, bien mediante los sistemas tradicionales de cultivo, con objeto de minimizar los riesgos de erosión, aparición de accidentes, malas hierbas, plagas y enfermedades; conservar y en su caso, mejorar la capacidad productiva del suelo y favorecer el incremento de la biodiversidad”*. *“En las tierras que pertenezcan a explotaciones con características propias de la región húmeda de España o de regadío podrá mantenerse una cubierta vegetal adecuada, tanto espontánea como cultivada, y para ello se realizarán prácticas culturales adecuadas a cada zona, incluyendo las aplicaciones de herbicidas autorizados sin efecto residual y de baja peligrosidad”*.

Reforma de 1999

En 1999 tiene lugar una nueva reforma de la normativa europea (Reglamentos (CE) 1251/1999 y 1257/1999), basada sobre todo en los principios establecidos en la reforma de 1992, y desarrollada en España en los Reales Decretos 4/2001 (BOE nº del 12/13/2001), R.D. 708/2002 (BOE nº 175 del 23/07/2002) y R.D. 1322/2002 (BOE nº 311 del 28/12/2002). Aparece un régimen de ayudas para la utilización de *métodos de producción agraria compatibles con el medio ambiente*, que pretenden *"corregir los problemas de carácter agroambiental con los que se enfrentan las explotaciones agrarias españolas y el territorio agrícola afectado por las mismas"* y cumplir los siguientes objetivos:

- a) *Utilización racional del uso del agua y mejora de su calidad.*
- b) *Lucha contra la erosión y mejora de la estructura y fertilidad de los suelos agrícolas.*
- c) *Prevención de riesgos naturales y mejor utilización de los espacios rurales.*
- d) *Protección de la biodiversidad y los paisajes agrarios.*

En concreto, para lograr el objetivo respectivo a la *lucha contra la erosión y mejora de la estructura y fertilidad de los suelos agrícolas*, la legislación establece una serie de normas de obligado cumplimiento para los beneficiarios de las ayudas. Algunas de estas normas son:

- Buenas prácticas agrarias habituales que deberán respetarse. R.D. 4/2001, anexo I, apartado 1: *"Conservación del suelo como recurso natural básico y lucha contra la erosión"*. Se reconoce que *"el laboreo de los suelos españoles es una de las prácticas más problemáticas desde el punto de vista agroambiental que precisa que se establezcan normas para que no suponga un perjuicio para los ecosistemas"*, que *"la mecanización del campo ha originado, en muchos casos, problemas de erosión y pérdidas de fertilidad de los suelos"* y que *"la erosión de los suelos en España es el problema medioambiental más grave contra el que hay que luchar"*

Sin embargo, a pesar de estas consideraciones negativas sobre el laboreo excesivo del suelo y su relación con los problemas de erosión, la medida tomada al respecto tan solo establece que *"son habituales todo tipo de labores en cuanto a profundidad, aperos o momento de realización. Ello dependerá de la profundidad de los suelos, su textura y estructura. El agricultor siempre es consciente de esta circunstancia y no utiliza instrumentos de labranza ni tipo de labores que vayan en detrimento de las producciones esperadas. Por otro lado, es difícil establecer una norma diferenciadora que sea válida, no solo para el conjunto de España, sino para una región o, incluso, para una comarca o la misma explotación"*. Y únicamente prohíbe *"el laboreo convencional a favor de la pendiente"*.

- Buenas prácticas agrarias habituales R.D. 708/2002, anexo I, apartado 2: *"Alternativas y rotaciones. Se consideran habituales las diferentes opciones de alternativas y rotaciones existentes en las diferentes comarcas para conseguir una agricultura de desarrollo sostenible. El barbecho en cualquiera de sus modalidades es una de las mejores prácticas agrícolas para los secanos españoles"*.

Reforma de 2003

La reforma del 2003 fue una de las mayores transformaciones de la PAC. Con ella se instauró un nuevo modelo de apoyo a la agricultura basado en un Régimen de Pago Único anual por explotación, en función de lo percibido por el agricultor en un periodo de referencia establecido (en España, el periodo 2000-2002), “desacoplado” de la producción y condicionado al cumplimiento de las normativas medioambientales y de buenas prácticas agrarias. Así, aparece el concepto de condicionalidad por primera vez en el artículo 3 del Reglamento (CE) n° 1782/2003, que establece las disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa en el marco de la PAC. Este Reglamento obliga a todos los agricultores que reciban pagos directos a cumplir una serie de buenas condiciones agrarias y medioambientales (condicionalidad), que deberán ser definidas a nivel nacional o regional sobre la base del marco establecido en su anexo IV.

En España, se publica en consecuencia el R.D. 2352/2004 (BOE n° 309 del 24/12/2004), que desarrolla en su artículo 4 las *Buenas condiciones agrarias y medioambientales de obligado cumplimiento*, agrupadas en cuatro grandes bloques:

1. *Condiciones exigibles para evitar la erosión. En cultivos herbáceos:*
 - a) *Laboreo adaptado a las condiciones de pendiente: “no labrar la tierra en dirección a la pendiente”*
 - b) *Cobertura mínima del suelo: “no labrar entre la fecha de recolección y el 1 de septiembre”. Y en tierras de barbecho, retirada y no cultivada: “se realizarán opcionalmente: prácticas tradicionales de cultivo, de mínimo laboreo o de mantenimiento de una cubierta vegetal adecuada”, y se autoriza el uso de aquellos herbicidas sin efecto residual.*
2. *Condiciones exigibles para conservar la materia orgánica del suelo. Gestión de rastrojeras y restos de poda.*
3. *Condiciones exigibles para evitar la compactación y mantener las estructura del suelo. Uso de maquinaria agrícola adecuada.*
4. *Condiciones exigibles para garantizar un mantenimiento mínimo de las superficies agrícolas.*

Algunos de los beneficios que se destacan del cumplimiento estas Buenas Prácticas Agrarias son (Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. Guía de la Condicionalidad de la PAC, 2005):

- *“disminución de pérdidas en la capa fértil del suelo debidas a la erosión lo que permite conservar la capacidad de almacenaje de agua por el suelo en sus horizontes superficiales de más calidad agronómica y medioambiental y, con ello, garantizar su uso por las generaciones futuras”.*
- *“mitigación de los graves procesos de desertización a los que está sometido nuestro país debido a las características de gran parte del territorio. La orografía montañosa y el clima mediterráneo semiárido caracterizado por lluvias de alta intensidad, sumados a grandes extensiones de suelos con bajos niveles de materia orgánica y desprovistos de vegetación, hacen que gran parte del territorio sea fácilmente erosionable por acción de las lluvias y el viento”.*
- *“preservación de la riqueza del suelo además de mejorar su estructura, lo que implica una optimización de los rendimientos agrícolas”.*

- *”reducción de fenómenos de escorrentía y lixiviación que empobrecen el suelo”.*

En Castilla la Mancha, en la Orden de 20-08-2007 se establecen las condiciones obligatorias en la comunidad autónoma. Las normas dirigidas a evitar la erosión incluyen: *“el mantenimiento de las parcelas de barbecho y de retirada deberán mantenerse en condiciones adecuadas de cultivo, evitando la invasión de especies no deseadas por alguno de los siguientes procedimientos: laboreo tradicional, mínimo laboreo, con cubierta vegetal adecuada, sin cubierta vegetal por el uso de herbicidas de baja peligrosidad y sin efecto residual”.*

Reforma de 2009

La última reforma de la PAC se realiza en 2009. Mediante el Reglamento (CE) 73/2009 se suprime la retirada de tierras obligatoria (*“la evolución del mercado en el sector de los cultivos herbáceos, junto con la introducción de las ayudas disociadas, ha dejado e justificar la necesidad de mantener este instrumento”*) y se refuerza el concepto de condicionalidad (*“Los Estados miembros garantizarán que todas las tierras agrarias, especialmente las que ya no se utilicen para la producción, se mantengan en buenas condiciones agrarias y medioambientales”*).

Queda delegada a los Estados miembros la toma de decisiones, siendo éstos los que deben definir los requisitos mínimos de buenas condiciones agrarias y medioambientales *“atendiendo a las características específicas de las superficies afectadas, incluidas las condiciones edáficas y climáticas, los sistemas de explotación existentes, la utilización de las tierras, la rotación de cultivos, las prácticas de explotación agraria y las estructuras de explotación”.*

En el ámbito nacional, el desarrollo de la legislación relativa a la condicionalidad se realiza a través del Real Decreto 486/2009 (BOE nº 94 de 3/04/2009), vigente en la actualidad. Los elementos mínimos a controlar para el cumplimiento de la condicionalidad y el cobro de los pagos directos se recogen en los Requisitos Legales de Gestión (Anexo I) y las Buenas Condiciones Agrarias y Medioambientales (Anexo II). No obstante, no aparece ninguna norma significativamente nueva referente a la protección del suelo. Destacar que se define por primera vez el término “zonas con elevado riesgo de erosión” como *“las zonas que, a tal efecto, sean establecidas por la autoridad competente de la comunidad autónoma o, en su caso, las definidas en el Inventario Nacional de Erosión de Suelos (2002-2012) del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, o en el Mapa de Estados Erosivos (1986-1990) del Ministerio de Medio Ambiente en las zonas donde no se haya editado el citado inventario”*

*En Castilla la Mancha, Orden 7-10-2009 establece las buenas prácticas obligatorias en la comunidad sin diferencias relevantes con las nacionales en el apartado “Normas exigibles para evitar la erosión”. Si bien, especifica que *“en las zonas con elevado riesgo de erosión donde se realicen prácticas agrícolas o ganaderas, se evitará mantener el suelo desnudo o realizar pastoreos abusivos, realizando labores superficiales cuando sea necesario y estableciendo las rotaciones de cultivo más habituales en cada zona. Se considerará que el suelo está desnudo, cuando en el momento del control, el suelo no disponga vegetación previa verificación de que en el mismo recinto ha existido durante dos años consecutivos barbecho sin cubierta”.*

Valoración general de las sucesivas reformas y trasposición a las normativas españolas

Analizando en conjunto las sucesivas reformas de la PAC, se observa que las cuestiones ambientales relacionadas con la agricultura han ido tomando cada vez mayor relevancia, y las distintas medidas que se han ido estableciendo han estado encaminadas a la conservación de los recursos naturales y a la sostenibilidad medioambiental de la agricultura. Así pues, desde un diseño inicial de la PAC en los años 50, en la que se buscaba incrementar la producción agraria y dar seguridad a los abastecimientos agrarios, nos encontramos actualmente con una PAC que ha roto la relación entre los pagos y la producción y cuenta con la protección del medio ambiente como uno de sus objetivos principales. Para alcanzar este objetivo medioambiental, la PAC ha incorporado los conceptos de condicionalidad, principal herramienta para que los agricultores cumplan una serie de requisitos básicos en materia, entre otras, de medio ambiente; y los programas y ayudas agroambientales, que fomentan los métodos de producción respetuosos con el medio natural.

Basados en esos instrumentos generales, marcados por la Comisión Europea en los distintos Reglamentos, los Estados miembros deben diseñar sus propias normas y medidas concretas, garantizando el cumplimiento de los objetivos ambientales europeos. Sin embargo, el análisis de la normativa española desarrollada referente a la protección y conservación del suelo, muestra que las medidas adoptadas no son suficientes, ya que resultan muy genéricas y tienen cabida dentro de ellas, o de sus excepciones, prácticamente todos los manejos y prácticas del suelo, incluyendo los que claramente tienen efectos perjudiciales sobre su conservación ampliamente reconocidos.

A este respecto, son varios los informes y evaluaciones de diferentes organismos los que critican las medidas tomadas en España a partir de los Reglamentos europeos. Por ejemplo:

- En 2002 la Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural realizó un informe de evaluación sobre la medida de retirada obligatoria de tierras (Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural, 2002). En este informe se considera que *“La legislación nacional de los países estudiados ha integrado correctamente la protección del suelo de las tierras obligatorias obligando a mantener una cobertura vegetal para impedir la erosión excepto España”*.
- En 2005 se realizó un informe financiado por la Comisión Europea evaluando las medidas agroambientales tomadas por los distintos países miembros (Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural, 2005). En éste, se indica que *“en España, hasta el año 2002 las medidas agroambientales se habían aplicado tan solo en una superficie agrícola inferior al 10%”* (fig. 2) y que *“sería esencial un aumento significativo del porcentaje cubierto por las Medidas agroambientales si se quiere que los efectos sean visibles”*.
- En 2008, la Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural realizó un nuevo informe, destacando la importancia de la cobertura del suelo para evitar la erosión. *“Los efectos de la retirada de tierras sobre la erosión del suelo se ven muy influidos por la presencia y el tipo de cubierta vegetal. Se considera que la retirada de tierras rotatoria en la que se deja la tierra descubierta durante largos periodos tiene potencialmente efectos negativos, dependiendo, sin embargo, de las características específicas del suelo y de las condiciones climatológicas. En este contexto, la aplicación de las normas de las Buenas Condiciones Agrarias y Medioambientales en materia de cobertura vegetal en las tierras retiradas de la producción es esencial para proteger el suelo de la erosión o para limitar*

los efectos potencialmente negativos de la retirada a este respecto” (Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural, 2008).

- En 2009 el Observatorio de Política Exterior Española realiza un informe titulado “La reforma de la PAC y la agricultura española” (Compés y García, 2009), destacando “la fragilidad en materia de agua y suelo de la agricultura Española” y señalando que “España está muy por debajo de la media comunitaria UE-15 en el porcentaje de suelo agrícola integrado en los programas medioambientales, con un 9% frente al 25% de media”.

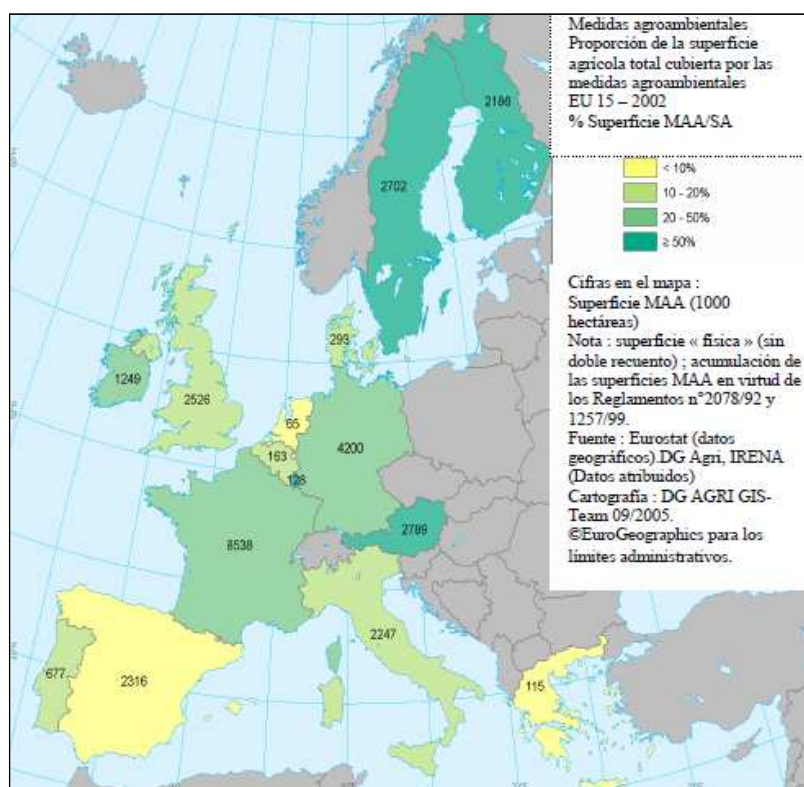


Figura 2. Proporción de la superficie agrícola total cubierta por las medidas agroambientales en 2002 (Reglamentos n° 2078/92 y 1267/99). Tomado de Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural, 2005.

Por otro lado, según López Bellido y López-Bellido Garrido (2008), la aplicación de la PAC no ha contribuido a implantar en la región Mediterránea sistemas agrícolas que puedan ser considerados como sostenibles. Estos autores señalan que cultivos típicamente mediterráneos no son rentables y se estimulan otros no bien adaptados a menos que se utilice el riego. Por otra parte, se ha producido la diseminación de cultivos mediterráneos fuera de su área, tales como el viñedo, hortalizas, trigo, etc., con altos rendimientos y baja calidad. Así mismo, indican que la agricultura mediterránea está siendo empujada hacia una actitud competitiva con la agricultura del norte y centro de Europa, donde tiene todas las de perder. Esta situación ha dificultado el establecimiento de adecuadas rotaciones de cultivo e incrementado la superficie cultivada y la proporción de monocultivo (Bonari *et al.*, 1994; López Bellido, 1998 en López Bellido y López-Bellido Garrido, 2008).

2.5. EL LABOREO DEL SUELO

El manejo de los campos agrícolas ha evolucionado desde la agricultura tradicional, basada en la labranza como práctica fundamental, hasta el concepto de la agricultura actual, en la que la preocupación por la conservación de los recursos naturales, suelo y agua, la protección del medio ambiente y la minimización de los costes de producción, ha forzado un cambio del concepto de agricultura y sus prácticas.

La agricultura tradicional o convencional basa todas sus operaciones o prácticas de cultivo en el laboreo del suelo, considerado imprescindible para la implantación y el desarrollo de un cultivo. Mediante distintas labores se eliminan las malas hierbas, se prepara el lecho de siembra, se mantienen las condiciones óptimas del suelo para el desarrollo del cultivo en todas sus fases y se ponen a disposición de la planta el agua y los nutrientes necesarios. Al mismo tiempo, las prácticas de labor deben cumplir otras funciones, como aumentar la infiltración del agua de lluvia para maximizar la reserva de agua en el suelo disponible para el cultivo, controlar la temperatura del suelo y el tipo y orientación de las labores, la eliminación por enterramiento de organismos patógenos y parásitos perjudiciales, la incorporación al suelo de residuos de cosecha, estiércoles, agroquímicos, etc.

La mecanización de la agricultura a finales del s. XIX contribuyó a la intensificación de estas prácticas de laboreo, pasando de aperos arrastrados por animales a potente maquinaria agrícola, que facilitó y aumentó la frecuencia y profundidad de las labores. Al mismo tiempo, se extendió el uso del arado de vertedera, fundamentando su uso en que la labor profunda que realiza, de hasta 30-40 cm de profundidad, permite un mejor enterrado de los residuos y las malas hierbas y una menor compactación del suelo. Este apero, que se caracteriza fundamentalmente por voltear y desplazar el suelo, invirtiendo el perfil edáfico, se convirtió en el símbolo y la herramienta principal de la agricultura convencional.

Sin embargo, en el s. XX los beneficios hasta entonces atribuidos al laboreo del suelo empiezan a ser discutidos y diversos trabajos comienzan a poner de manifiesto los perjuicios del reiterado laboreo del suelo. Como principales efectos negativos, ampliamente reconocidos en la literatura (por ej. Kepner *et al.*, 1972; Laryea y Unger, 1995; Millington, 1961; Gómez Orea, 1990), cabría destacar la destrucción de la estructura y los agregados del suelo, la compactación, la oxidación acelerada y reducción del contenido de materia orgánica, la reducción de la actividad biológica y los microorganismos del suelo, la formación de la suela de labor, con la problemática que implica para el desarrollo radicular de las plantas y la disminución de la infiltración, y el aumento de la escorrentía y la erosión. En suma, el laboreo provoca a largo plazo la degradación y pérdida irreversible del recurso suelo, haciendo de la agricultura únicamente basada en las labores un modelo insostenible para la conservación de este recurso.

Las primeras investigaciones sobre prácticas alternativas a la agricultura convencional basada en el laboreo, se llevan a cabo en EEUU en la década de 1930 como consecuencia del fenómeno de erosión eólica extrema conocido como “*Dust Bowl*”, en el que se perdieron millones de toneladas de suelo y se relacionaron dichas pérdidas con los efectos del exceso de laboreo. Con el objetivo de combatir estas consecuencias, empezaron a desarrollarse nuevos equipos de laboreo aptos para descompactar el suelo, labrando poco y dejando la superficie con abundantes residuos de los cultivos previos. En 1935 se crea el Servicio de Conservación de Suelos de EEUU, que recomienda este método y potencia enormemente la investigación de prácticas agrícolas alternativas al laboreo.

Pero no es hasta finales de los 50, cuando el desarrollo de nuevos herbicidas químicos selectivos no residuales permitió la gran expansión de este tipo de agricultura, que hasta

entonces contaba con la eliminación de las malas hierbas como principal factor limitante. Especialmente, la síntesis del herbicida de contacto Paraquat en 1960 supuso un paso importante hacia la sustitución del laboreo por la escarda química (Dorado, 1995) y, posteriormente, el amplio abanico de herbicidas desarrollado en la década de los 70, capaces de controlar la flora arvense de manera eficaz, tanto en presencia como en ausencia de cultivo, permitió extender la superficie cultivada con no laboreo a cientos de miles de ha (Phillips y Young, 1973).

De esta forma surgen la siembra directa o no laboreo (*no-tillage, zero-tillage o direct seeding*), definido como un sistema de cultivo sobre suelos no labrados, mediante la apertura de un surco estrecho con tan sólo la profundidad y anchura suficiente para obtener una cobertura adecuada de la semilla después de la siembra y sin la realización de ningún otro tipo de labor (Phillips y Young, 1973); y el laboreo de conservación, mínimo laboreo o laboreo reducido (*conservation tillage*), que se define como cualquier secuencia o práctica de laboreo que permita mantener al menos el 30% de la superficie cubierta de residuos, con el objetivo de minimizar las pérdidas de suelo y agua (Soil Science Society of América, 1987). Ambas comenzaron a extenderse, especialmente la siembra directa en EEUU, y se publican numerosos trabajos sobre sus beneficios, principalmente el control de la erosión (por ej. McGregor *et al.* 1975 y Tripplet *et al.*, 1977) y la mejora de la retención de agua y reducción de la evaporación (por ej. Blevins *et al.*, 1971 y Wiese y Unger., 1974). Sin embargo, la idea de suprimir las labores era vista con escepticismo por los agricultores, que relacionaban laboreo con la obtención de buenas cosechas, y hubo que esperar hasta los 60 para la expansión de estas nuevas técnicas.

El término agricultura de conservación AC, empleado por primera vez por la FAO en los años 80, engloba entre otras, las prácticas de siembra directa o no laboreo NL y laboreo de conservación, mínimo o reducido ML. La AC se define como un “concepto para el manejo de agro-ecosistemas para una productividad mejorada y sostenible, mayor rentabilidad económica y seguridad alimentaria, conservando y reforzando al mismo tiempo los recursos naturales y el medio ambiente” (FAO, en línea). Su finalidad es incrementar la producción agraria aprovechando al máximo los recursos de la explotación y reduciendo la degradación del suelo mediante un manejo integrado del suelo, el agua, los agentes biológicos y los insumos externos (Proyecto SOCO 2009), y se basa en tres principios fundamentales, que deben cumplir todas las prácticas incluidas en este sistema de producción agrícola, universalmente aplicables a todo tipo de paisajes agrícolas o uso de la tierra:

1. Mínima alteración del suelo, mediante un laboreo reducido o sin laboreo para preservar su estructura, fauna y materia orgánica.
2. Cobertura permanente del suelo, de al menos el 30% (cultivos de cobertura, restos de cosecha y mulch) para proteger el suelo y contribuir a la eliminación de las malas hierbas.
3. Diversidad de cultivos (rotaciones y combinaciones de cultivos), beneficiosa para los microorganismos, para el control de las malas hierbas y para evitar la aparición de plagas y enfermedades (sin embargo, el monocultivo no es un factor excluyente si no conlleva problemas de plagas).

Las prácticas más empleadas en cultivos herbáceos dentro de la AC son el NL y el ML; y en cultivos leñosos las cubiertas vegetales CV. La tabla 2 resume algunos de efectos beneficiosos que se relacionan con los tres principios fundamentales de la AC (Kassam *et al.*, 2009).

| Aspectos AC► Logros ▼ | Recubrimiento (residuos de cosecha, cultivos de cubierta, abonos verdes) | No laboreo (mínima o nula perturbación del suelo) | Leguminosas (cultivos fijadores de nitrógeno y suministradores de nutrientes) | Rotación de cultivos |
|---|--|--|---|-------------------------|
| Simulación de condiciones de suelo natural | √ | √ | | |
| Reducción de la pérdida de humedad superficial por evaporación | √ | | | |
| Reducción de la pérdida de humedad subsuperficial por evaporación | √ | √ | | |
| Minimiza la oxidación de la materia orgánica y pérdida de CO ₂ | | √ | | |
| Minimiza la compactación provocada por la lluvia y el tránsito de maquinaria | √ | | | |
| Minimiza las fluctuaciones de temperatura superficial del suelo | √ | | | |
| Mantenimiento del aporte de materia orgánica disponible para la biota | √ | | | |
| Aumento de los niveles de nitrógeno disponible en la zona radicular | √ | √ | √ | √ |
| Aumento de la infiltración y reducción de la escorrentía | √ | √ | √ | √ |
| Reduce la pérdida de suelo por erosión hídrica y eólica | √ | √ | | |
| Mantenimiento de la estructura del suelo | √ | √ | | √ |
| Reduce las malas hierbas | √ | √ | | √ |
| Aumento de las tasas de producción de biomasa | √ | √ | √ | √ |
| Acelera la recuperación de la pososidad por los organismos del suelo | √ | √ | √ | |
| Reducción del gasto energético de combustible | | √ | | |
| Reciclaje de nutrientes | √ | √ | √ | √ |
| Reducción de plagas y enfermedades | | | | √ |
| Mejora las propiedades de suelos degradados | √ | √ | √ | √ |

Tabla 2. Resumen de los beneficios atribuidos a los principios de la Agricultura de Conservación (Adaptada de Friedrich *et al.*, 2009 en Kasam *et al.*, 2009).

Desde sus inicios, la AC ha sufrido una rápida expansión, especialmente en EEUU, Canadá, Brasil, Argentina y Australia, siendo el NL la práctica agronómica más extendida. A nivel mundial, en 1973 el NL se practicaba en tan sólo 2,8 millones de ha y 10 años después, esta cifra aumentó a 6.2 millones en 1983, siendo más del 75% de esta superficie perteneciente a EEUU. En 1999, fue aplicada en 45 millones de ha en todo el mundo, pasando a 72 millones de ha en 2003 y más de 115 millones ha en 2009, lo que supone una tasa de crecimiento de 6 millones de ha anuales y una demostración de la gran adaptación de este tipo de agricultura a todo tipo de climas, suelos y condiciones de cultivo (Derpsch, *et al.*, 2010).

La tabla 3 muestra la superficie (ha) en la que se aplican prácticas de NL en cada continente y el porcentaje que supone cada uno respecto de la superficie mundial total con aplicación de éstas prácticas en 2009 y la tabla 4 presenta los principales países de aplicación del NL en los años 2005-2008.

| Continente | Área (ha) | Porcentaje del total (%) |
|---------------------------|--------------------|--------------------------|
| América del Sur | 49.579.000 | 46.8 |
| América del Norte | 40.074.000 | 37.8 |
| Australia y Nueva Zelanda | 17.162.000 | 11.5 |
| Asia | 2.530.000 | 2.3 |
| Europa | 1.150.000 | 1.1 |
| África | 368.000 | 0.3 |
| Total mundial | 115.863.000 | 100 |

Tabla 3. Superficie (ha) con aplicación prácticas de NL por continente y porcentaje que supone cada uno respecto de la superficie total mundial con aplicación de éstas prácticas en 2009. Adaptada de FAO AQUASTAT 2009 en Derpsch *et al.*, 2010.

| País | Área con prácticas de No Laboreo (ha) 2005-2008 |
|---------------|---|
| EEUU | 26.500.000 |
| Brasil | 25.502.000 |
| Argentina | 19.719.000 |
| Canadá | 13.481.000 |
| Australia | 17.000.000 |
| Paraguay | 2.400.000 |
| China | 1.330.000 |
| Kazajistán | 1.200.000 |
| Bolivia | 706.000 |
| Uruguay | 655.000 |
| España | 650.000 |
| Sudáfrica | 368.000 |
| Venezuela | 300.000 |
| Francia | 200.000 |
| Finlandia | 200.000 |
| Chile | 180.000 |
| Nueva Zelanda | 162.000 |
| Colombia | 102.000 |
| Ucrania | 100.000 |
| Total | 110.755.100 |

Tabla 4. Principales países de aplicación del NL en los años 2005-2008 (países con más de 100.000 ha). Adaptada de FAO AQUASTAT 2009 en Derpsch *et al.*, 2010.

En Europa, la AC está menos desarrollada que en otras partes del mundo y su implantación sigue un proceso mucho más lento (por ej. Basch *et al.*, 2008 y Lahmar, 2009), tal y como se aprecia en la figura 3. Los motivos son diversos, pero sin duda razones culturales y de precios están entre las causas de este menor progreso (González Sánchez *et al.*, 2010). De acuerdo con Basch (2005), Europa se considera un país en desarrollo en términos de aplicación de AC, ya que las diferentes administraciones europeas y nacionales aún no están suficientemente convencidas de que el concepto de AC es el más prometedor para lograr una agricultura respetuosa con el medio ambiente, capaz de satisfacer las necesidades de los agricultores de cara a los bajos costes de producción y de cumplir las exigencias de los consumidores respecto a una alimentación de calidad, compatible con el mínimo impacto sobre los recursos naturales no renovables.

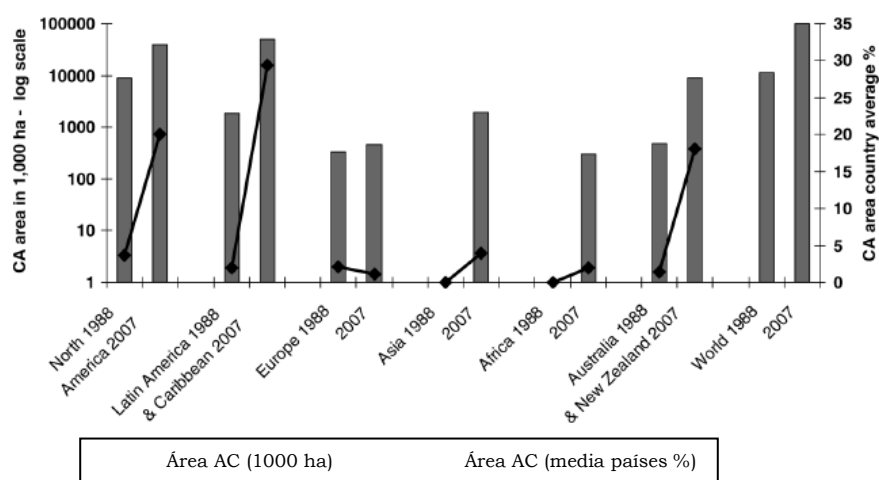


Figura 3. Evolución de la superficie con agricultura de conservación AC en el mundo y en las principales regiones desde al año 1988 hasta 2007. Se indica en cada región el área total con AC (ha) y el porcentaje medio del área con AC de los países pertenecientes (%). Tomado de Kassam *et al.*, 2009.

En la actualidad, la superficie en la que se aplican prácticas de AC en Europa asciende a 32 millones de ha, un 15% de la superficie cultivable total, siendo el ML la práctica más extendida, con 28 millones de ha, que suponen un 87% del total de la superficie bajo este tipo de agricultura (González Sánchez *et al.*, 2010). La figura 4 muestra un mapa en el que se observan los porcentajes cultivados con aplicación de ML en cada país europeo (Proyecto SOCO, 2009).

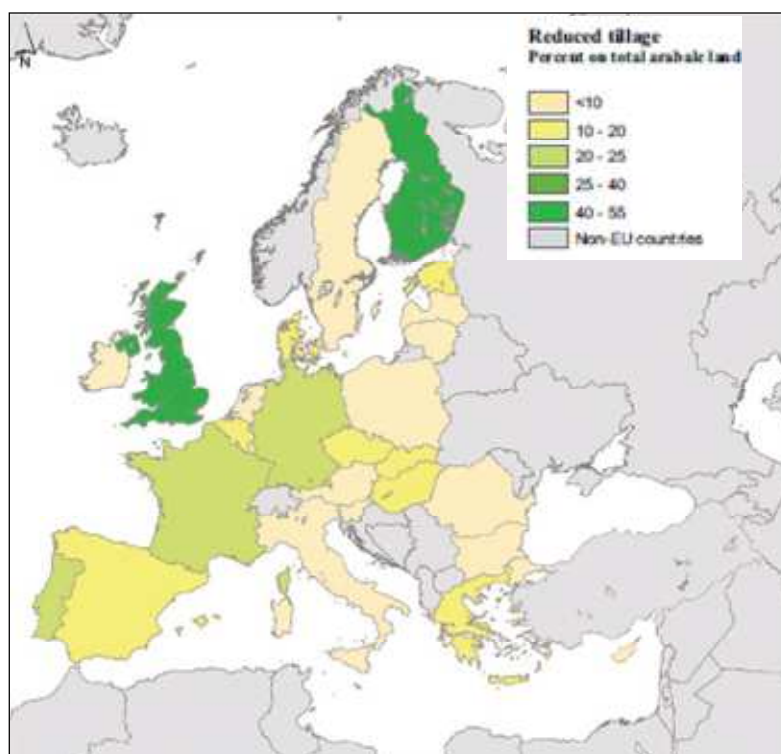


Figura 4. Porcentaje de la superficie total cultivada con aplicación de prácticas de mínimo laboreo en los países de Europa (proyecto SOCO, 2009).

Por otro lado, la AC presenta una serie de desventajas, entre las que destacan: el elevado uso de herbicidas, que puede plantear los siguientes problemas: efectos indirectos sobre la salud del aplicador, residuos en los productos alimenticios, contaminación de las aguas subterráneas, efectos adversos sobre la vegetación próxima y la flora y la fauna del suelo y cambio en la composición botánica de las malas hierbas (Thill *et al.*, 1991); y el gran coste inicial de inversión en maquinaria, si bien, diferentes autores coinciden en señalar que los costes de explotación con sistemas de laboreo de conservación, en particular el no laboreo, conducen a largo plazo a una reducción en los costes de explotación frente al laboreo convencional (Sánchez Girón *et al.*, 1987; Pastor *et al.*, 1990; Hernanz, 1990; Arnal 1994b, Hernanz *et al.*, 1995; Meco y Lacasta, 2006).

Al mismo tiempo, la principal limitación de este tipo de agricultura es que se trata de un sistema complejo de manejo del suelo, que debe estar adaptado a las condiciones específicas de la zona donde se practica y requiere formación por parte del agricultor para su correcta práctica.

En España, las primeras referencias sobre ensayos experimentales y AC datan de comienzos de los años 80. Entre otros, cabe destacar los realizados en cultivos herbáceos en Madrid desde el año 1980 (Hernanz *et al.*, 1985, 1986 y 1994; Sánchez *et al.*, 1986), en Valladolid (García Calleja *et al.*, 1981, 1985 y 1986), en Córdoba desde 1985 (Giráldez *et al.*, 1985 y 1986, González *et al.*, 1994), en Cataluña (Cantero-Martínez *et al.*, 1994 y 1995), en Navarra (Arnal, 1985; Arnal *et al.*, 1994) y en Castilla la Mancha desde 1989 (Rodríguez *et al.*, 1986, Meco Murillo *et al.*, 1994). Y en cultivos leñosos en olivar (García Reparaz, 1971; Frías y González, 1971; Fernández Bolaños, 1971; Pastor *et al.*, 1984 entre otros), en cítricos (Gómez de Barreda, 1981), en almendros (Saavedra, 1990) y en viñedo (Zaragoza *et al.*, 1988).

Los congresos *I Simposium sobre mínimo laboreo en cultivos herbáceos* (Madrid, 1985) y las *II Jornadas técnicas sobre cereales de invierno* (Pamplona 1985) fueron los primeros encuentros científicos donde se reunieron muchos de estos primeros trabajos.

En lo referente a la introducción de estas técnicas a nivel de agricultor, las primeras zonas en las que se implantaron fueron el valle del Ebro y Cataluña (Fernández Quintanilla, 1997). En 2002, las prácticas de AC se habían extendido a 1 millón de ha, siendo la mayor superficie la correspondiente a cereales de invierno (700.000 ha), seguida del girasol (200.000) y el maíz (50.000) (Tamames, 2002). Ya en 2008 se aplicaban en el 12.7% de la superficie cultivada del país; siendo el ML la práctica más realizada, con 1.6 millones de ha, seguida de las CV, en 950.000 ha y el NL en 650.000 ha (Federación Europea de Agricultura de Conservación, en González Sánchez *et al.*, 2010).

En 2004 el término fue incluido en la legislación española. El Real Decreto 2352/2004 (BOE nº 309 del 24/12/2004) recoge la definición de Agricultura de Conservación como *"las diversas prácticas agronómicas adaptadas a condiciones locales dirigidas a alterar lo menos posible la composición, estructura y biodiversidad de los suelos agrícolas, evitando así su posterior erosión y degradación. Entre las diversas modalidades y técnicas de agricultura de conservación se incluyen: la siembra directa -no laboreo-; el mínimo laboreo -laboreo reducido, en donde no se incorporan, o solo parcialmente y en muy breves periodos, los residuos de cosecha-, y el establecimiento de cubiertas vegetales entre sucesivos cultivos anuales o entre hileras de arboles en plantaciones de cultivos leñosos"*.

Así mismo, recientemente se han adaptado las definiciones de las distintas prácticas a las peculiaridades y variedad del territorio español (González Sánchez *et al.*, 2010), ya que hasta este momento se habían adoptado de la bibliografía y de los estudios de otros países

pioneros en su aplicación, existiendo cierta confusión y utilizándose en ocasiones varias denominaciones para una misma práctica agronómica. Las definiciones de las distintas prácticas acordadas para España son las siguientes (González Sánchez *et al.*, 2010):

- Siembra directa: Práctica agronómica de agricultura de conservación en cultivos anuales, en la que no se realizan labores; al menos el 30% de la superficie se encuentra protegida por restos vegetales, y la siembra se realiza con maquinaria habilitada para sembrar sobre los restos vegetales del año anterior
- Mínimo laboreo: Práctica agronómica de agricultura de conservación en cultivos anuales, en la que las únicas labores de alteración del perfil del suelo que se realizan son de tipo vertical, y al menos, el 30% de la superficie se encuentra protegida por restos vegetales.
- Cubiertas: agronómica de agricultura de conservación en cultivos leñosos, en la que al menos, un 30% de la superficie libre de copa, se encuentra protegida por una cubierta viva o inerte.

No obstante, los efectos a largo plazo del LC, y más concretamente del NL, han sido escasamente estudiados en España y, en general, en las condiciones de secano mediterráneas.

2.6. PANORAMA AGRÍCOLA ESPAÑOL: CULTIVOS HERBÁCEOS DE SECANO

En España, las tierras de cultivo ocupan 17.3 millones de ha, que suponen el 34% de la superficie nacional. Dentro de éstas, los cultivos herbáceos representan el 52.6% de esta superficie (9.1 millones de ha), siendo el resto ocupado por cultivos leñosos (27.7%; 4.8 millones ha) y barbechos y otras tierras no ocupadas (19.7%; 3.4 millones ha) (Anuario de Estadística del MARM 2010). Al mismo tiempo, los cultivos herbáceos de secano suponen un 80% (7.1 millones ha) de la superficie dedicada a este tipo de cultivos.

Las Comunidades Autónomas con una mayor extensión de cultivos herbáceos son Castilla-León, Castilla-La Mancha, Andalucía y Aragón. En Castilla-La Mancha, las tierras de cultivo representan el 47% de la superficie (3.7 millones ha), siendo los cultivos herbáceos de secano el 38% de este área (1.4 millones ha) (MARM 2010).

La distribución de la superficie de cultivos herbáceos por grupos de cultivos pone de manifiesto el marcado carácter cerealista de la agricultura española, característico de la agricultura de secano mediterránea. Los cereales ocupan 5 millones de ha, que suponen el 74.6% de la superficie total de cultivos herbáceos de secano (MARM 2010). El área correspondiente a otros cultivos es notablemente menor, destacando los cultivos industriales (12%; 0.8 millones ha) y los forrajeros (10.7%; 0.72 millones ha).

Globalmente, los problemas ambientales que caracterizan la producción de los cultivos herbáceos en general, y de los cereales de secano en particular, son el riesgo de erosión y la pérdida de productividad del suelo a largo plazo. Además, el sector cerealista español presenta numerosas debilidades, propias de los sistemas agrícolas mediterráneos, como son unos rendimientos bajos y variables, deficiente estructura productiva, baja rentabilidad y fuerte dependencia de las ayudas de la PAC (López Bellido, 2009).

El cultivo de cebada

Como se puede apreciar en la figura 4, en los años 60 el cultivo de cebada inició un rápido ascenso, sustituyendo al trigo, que hasta entonces era el cereal que mayor superficie ocupaba en España, y llegando en 1991 al máximo de 4.5 millones de ha cultivadas. Las causas de este incremento se debieron por un lado, a la política de precios favorecedora de la PAC, y por otro, a la mejor adaptación ecológica que presenta este cultivo en gran parte de las regiones cerealistas españolas (González Rodríguez, 2001). En los años posteriores esta cifra descendió, estabilizándose con ligeras fluctuaciones en torno a las 3.5 millones de ha (fig. 5). En la actualidad, la superficie de cebada está próxima a los 3 millones de ha (MARM 2010) que representa el 50% del área total de cereales cultivados en España y lo coloca en el primer puesto de la producción cerealista española. Castilla-León y Castilla-La Mancha son las dos Comunidades Autónomas que cuentan con una mayor superficie de cebada (1.1 y 0.86 millones de ha respectivamente).

La ecología de la cebada presenta una diversidad de ambientes de cultivo más amplia que ningún otro cereal (López Bellido, 1991), por lo que la mayor parte de la cebada es producida en zonas con clima desfavorable para el cultivo de otro cereal. Sólo el trigo puede competir con ella en esta amplitud de adaptación, aunque en las áreas climáticas donde ambos cultivos prosperan, la cebada se adapta mejor a las condiciones marginales de clima y suelo. En este sentido, la cebada es considerada un cultivo resistente a la sequía y con una menor demanda de agua para producir una unidad de peso de grano que otros cereales. Respecto a las exigencias edáficas, los suelos francos o ligeramente arcillosos y valores de pH entre 6 y 8.5 son los más favorables, pero puede tener buenas producciones en suelos poco profundos y pedregosos y destaca como el cereal más tolerable a la salinidad.

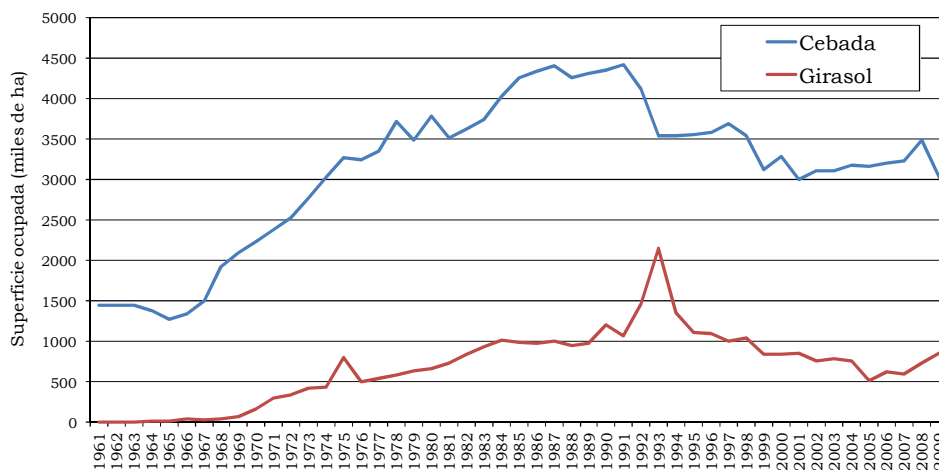


Figura 5. Evolución de la superficie cultivada por girasol y cebada (miles de ha) en España entre los años 1961 y 2009. Elaboración propia a partir de datos de los Anuarios de Estadística de los años 1987 (MAPA, 1987), 1999 (MAPA, 1999) y 2009 (MARM, 2009).

El cultivo de girasol

El girasol es otro de los cultivos tradicionales del secano español. Como consecuencia de los programas de subvenciones de la PAC, al comienzo de los años 90 sufrió un crecimiento sin precedentes, llegando a ocupar más de 2 millones de ha en 1993, más del doble de la superficie registrada en 1989 (fig. 5). Posteriormente, debido a la imposición de los límites de producción para el cobro de las subvenciones de la PAC, en 1994 se produjo una importante reducción de la superficie dedicada a este cultivo, seguida de una tendencia

decreciente en los siguientes años, debida entre otras razones, a las fluctuaciones de los precios del grano y del aceite en los mercados.

En la actualidad, el cultivo de girasol en secano ocupa cerca de 770.000 ha, que representan un 12% de los cultivos herbáceos de secano y un 95% de los cultivos industriales de secano (MARM, 2010). La evolución en las diferentes Comunidades Autónomas es similar a la registrada a escala nacional, siendo Andalucía la de mayor superficie de cultivo (400.000 ha), seguida de Castilla-León (314.000 ha) y Castilla-La Mancha (220.000 ha).

Desde su introducción en España, el cultivo de girasol ha destacado sobre el resto de oleaginosas por su excelente adaptación a las condiciones de secano. Se complementa de forma óptima en rotación con los cereales de invierno y es un cultivo de bajos *inputs*, donde generalmente no se aplican fertilizantes y responde bien, aún en las condiciones de suelos más arcillosos, al laboreo reducido e incluso al no laboreo (López-Bellido, 2009).

El barbecho

El barbecho es una práctica de manejo tradicional, que surge en el entorno agrícola mediterráneo a raíz de la escasez y variabilidad de sus precipitaciones, como una estrategia para incrementar el almacenamiento de agua en el perfil del suelo para el cultivo siguiente. Junto a este objetivo primario, la práctica del barbecho se fundamenta, entre otros, en los siguientes supuestos (De Alba, 1998): el mantenimiento del suelo libre de vegetación adventicia mediante el laboreo continuo reduce la pérdida de humedad por transpiración, las labores superficiales de verano rompen la continuidad capilar de la capa superficial del suelo y con ello se reduce la evaporación, la formación de una capa superficial mullida con abundantes macroporos aumenta la infiltración del agua de lluvia, el periodo sin cultivo permite al suelo la recarga de nutrientes.

Sin embargo, numerosos autores han discutido la eficiencia de esta práctica, especialmente de su capacidad para almacenar el agua de lluvia, concluyendo que la conservación del agua durante el barbecho depende del tipo de suelo, del sistema de laboreo, de la cantidad y distribución de la lluvia y la capacidad y la evapotranspiración (por ej. López Bellido, 2002 o Lampurlanés *et al.*, 2002), y que la principal ventaja del barbecho es el control de las malas hierbas y de enfermedades asociadas al cereal, más que el suministro adicional de agua o nitrógeno (Loomis y Connor, 1992). Estos aspectos serán discutidos en posteriores apartados a partir de los datos obtenidos experimentalmente.

La alternativa más elemental de los campos de secano de ambientes semiáridos es la alternancia cereal/barbecho o cultivo de “año y vez”, en las que después de una campaña agrícola con cultivo de cereal, durante la siguiente se deja la tierra sin cultivo.

Retirada de tierras de la producción agrícola y abandono

La superficie ocupada por tierras de cultivo de secano en España ha descendido un 15% en los últimos 25 años, pasando de 17.4 millones de ha en 1985 a 13.6 millones de ha en 2009 (MARM, 2010). Por otro lado, la normativa de la PAC estableció entre 1988 y 2009 medidas que obligaban o fomentaban la retirada de tierras agrícolas de la producción.

2.7. OBJETIVOS

El objetivo general de esta Tesis es valorar los efectos de diferentes sistemas de manejo agrícola en relación con sus respuestas hidrológica y erosiva en las condiciones ambientales mediterráneas de la región central de España. Se propone evaluar las respuestas de sistemas de manejo convencionales del secano mediterráneo y de otros manejos que han sido promovidos en diferentes normativas derivadas de la Política Agraria Común europea (PAC). En última instancia se propone identificar aquellos factores relativos al manejo que resulten claves para evaluar la eficacia de las distintas prácticas de conservación del suelo frente a los procesos de erosión hídrica.

Para lograr alcanzar este objetivo general, se han abordado los siguientes objetivos específicos:

- Revisar los datos disponibles en la bibliografía relativos a producciones de escorrentía y tasas de erosión hídrica en diferentes sistemas agrícolas de clima Mediterráneo, especialmente de los manejos directamente comparables con los aplicados en las parcelas experimentales en esta Tesis.
- Realizar una caracterización detallada de las precipitaciones y de la erosividad de la lluvia durante el periodo experimental. Identificar los principales factores que influyen en las respuestas hidrológicas y erosivas del suelo.
- Cuantificar los coeficientes de escorrentía y las tasas de erosión en parcelas experimentales tipo USLE y en microparcels sometidas a los siguientes sistemas de manejo:
 - a) Cultivos herbáceos:
 - Cultivo de cebada y girasol con prácticas de no laboreo o siembra directa
 - Cultivo de cebada y girasol con prácticas de laboreo convencional
 - Cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo
 - b) Barbechos:
 - Barbecho químico sin laboreo
 - Barbecho tardío con prácticas de mínimo laboreo
 - Barbecho verde o semillado con prácticas de mínimo laboreo
 - Barbecho blanco con prácticas de mínimo laboreo
 - Barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional
 - c) Abandono o retirada de tierras de la producción agrícola con regeneración espontánea de la vegetación:
 - Abandono de larga duración
 - Abandono reciente
 - Abandono manejado con desbrozado periódico
- Evaluar el efecto del tamaño de la parcela sobre la tasas de erosión y producciones de escorrentía registradas, a través de la comparación de resultados obtenidos en parcelas de erosión tipo USLE ($\geq 67.5 \text{ m}^2$) y en microparcels (0.29 m^2).

- Analizar la influencia de las características de las precipitaciones y de la erosividad de la lluvia en las respuestas hidrológica y erosiva del suelo.
- Identificar y analizar los factores relacionados con el manejo que condicionan las respuestas hidrológica y erosiva del suelo, con especial atención a:
 - a) al recubrimiento del suelo y su variabilidad estacional,
 - b) la intensidad, frecuencia y estacionalidad de las operaciones de labranza,
 - c) el tiempo mínimo de aplicación de los manejos para que éstos afecten la respuesta del suelo.
- Evaluar los efectos de la práctica del barbecho blanco sobre la erosión del suelo y su respuesta hidrológica.
- Evaluar la eficacia de la mera sustitución del laboreo convencional con vertedera, en las labores primarias de alzado de la rastrojera, por prácticas de mínimo laboreo, como práctica de conservación del suelo frente a la erosión hídrica, en la rotación barbecho/cereal.
- Evaluar la distribución temporal de las pérdidas de agua y suelo asociadas a los fenómenos de erosión hídrica. Identificar y caracterizar los escenarios erosivos en los que se concentra la mayor parte de estas pérdidas. Y dentro de estos escenarios, episodios que puedan ser considerados de erosión extrema.
- Analizar las propiedades químicas y físicas del suelo en función de los diferentes manejos aplicados, en particular aquellas que determinan su vulnerabilidad frente a los procesos erosivos. Valorar la evolución de la estabilidad estructural y del contenido de materia orgánica del suelo en los manejos NL, AB y LC desde el comienzo de su aplicación hasta la actualidad.
- Comparar las tasas de erosión estimadas por el modelo RUSLE con respecto a las registradas en las parcelas experimentales de barbecho blanco durante la fase experimental 1993/94-2009/10. Realizar una primera evaluación del potencial predictivo del modelo para las condiciones específicas del área de experimentación.
- Valorar la capacidad del factor R para caracterizar la variabilidad de la erosividad de la lluvia en las condiciones agroambientales experimentales.
- Revisar las reformas llevadas a cabo en la Política Agraria Europea y su trasposición a las normativas españolas respecto a la conservación del suelo en cultivos herbáceos de secano. Valorar su eficacia en relación con los resultados obtenidos en esta Tesis.

3. ÁREA DE ESTUDIO Y CAMPO EXPERIMENTAL

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

3.1.1. Marco fisiográfico y geológico

El área de estudio se sitúa en la región central de la Península Ibérica, dentro de la provincia de Toledo, en la comarca de Torrijos (fig.1). En concreto, el campo experimental sobre erosión de suelos agrícolas está instalado en la Finca Experimental La Higuera, perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). La finca tiene una extensión aproximada de 90 hectáreas y se sitúa en los términos municipales de Santa Olalla y Maqueda. Las coordenadas UTM son Huso 30, 378.977; 4.435.148 y la altitud 450 m. La foto 1 muestra una panorámica de la zona.

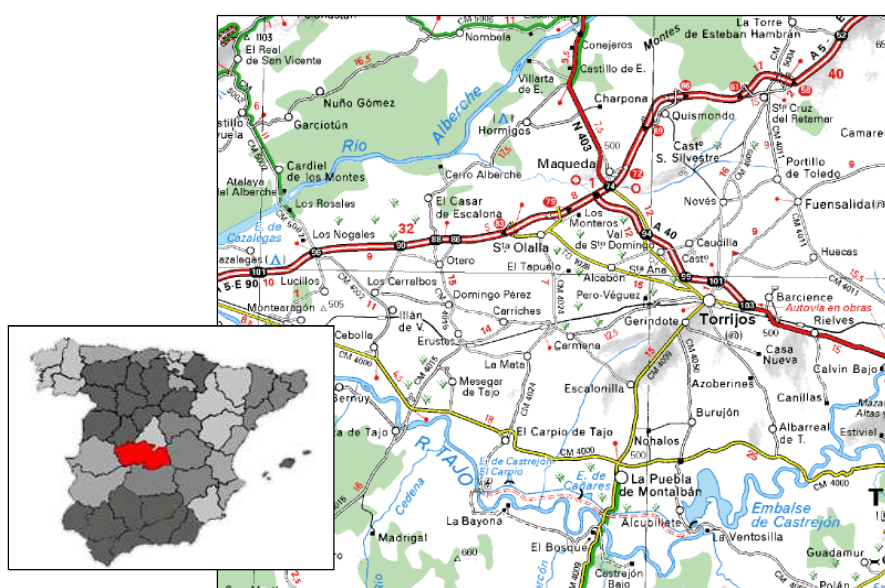


Figura 1. Mapa de situación del área de estudio.



Foto 1. Panorámica del área de estudio.

En cuanto al marco geológico, el área de trabajo se encuentra dentro de la Cuenca de Madrid, dominio individualizado en el sector central de la Fosa del Tajo, y está compuesta por materiales de edad Miocena resultantes de la degradación y erosión de las rocas del Sistema Central y los Montes de Toledo.

En la hoja n° 603 FUENSALIDA de la 2ª serie MAGNA (fig. 2), la zona se encuentra sobre las unidades “areniscas y lutitas con intercalaciones de niveles carbonatados” (n° 4, edad Aragoniense inferior) y “arcosas a veces con cantos” (n° 7, edad Aragoniense inferior-medio). La unidad 4 está formada por areniscas y/o arenas de espesores métricos que alternan con lutitas y que intercalan niveles carbonatados de espesor decimétrico. La unidad 7, se presenta como una sucesión de arenas o areniscas con intercalaciones frecuentes de niveles arcillosos (memoria Mapa Geológico de España, hoja n° 603 Fuensalida, IGME, 2007).

Así mismo, los sedimentos cuaternarios tienen una amplia representación en la zona. La unidad 17 “arenas con cantos (*glacis*)” se trata de depósitos directamente relacionados con el modelado de los valles actuales, que aparecen como formas de enlace entre los depósitos terciarios y los sedimentos fluviales cuaternarios. Composicionalmente presentan una notable semejanza respecto a los materiales terciarios infrayacentes (memoria Mapa Geológico de España, hoja n° 603 Fuensalida, IGME, 2007).

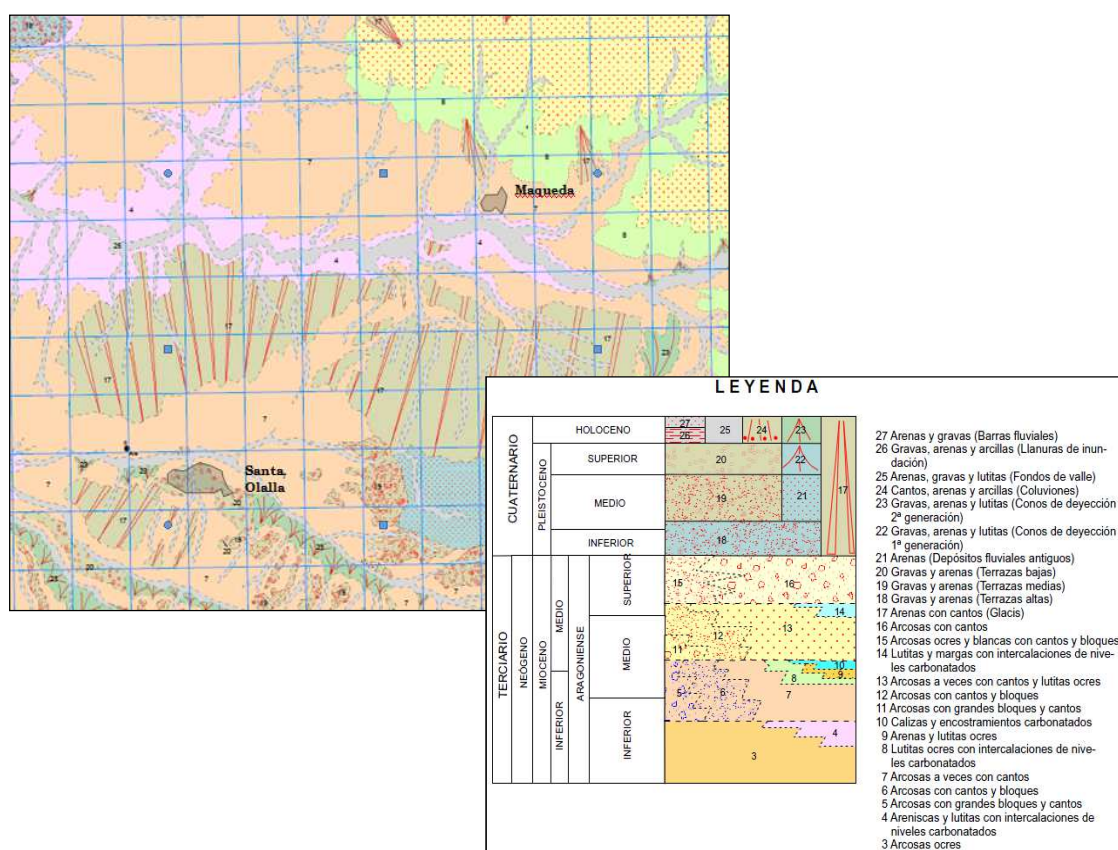


Figura 2. Fragmento del mapa geológico (Mapa Geológico de España, hoja n° 603 Fuensalida, IGME, 2007) correspondiente a la zona de estudio.

Por su parte, Martín Escorza y Hernández Enrile (1972) realizaron un levantamiento cartográfico de la región Talavera de la Reina-Torrijos a escala 1:100.000 e incluyeron la zona de trabajo en el “Dominio de Santa Olalla”, dentro de la “Formación Arcósica de fracción fina” de la unidad del Mioceno. Los autores describieron estos materiales como detríticos

con facies de naturaleza arcósica, con tendencia uniforme y homogénea, de grano fino con matriz arcillosa y a veces carbonatada.

Desde un punto de vista hidrológico, la zona pertenece a la subcuenca del Alberche. Está incluida en la Unidad Hidrogeológica nº 14 denominada “*Terciario detrítico de Madrid-Toledo-Cáceres*” del Instituto Geológico y Minero de España (IGME).

Topográficamente, la zona se caracteriza por ser bastante llana, con suaves ondulaciones fruto del encajamiento de la red fluvial cuaternaria y pendientes medias entre el 5 y el 15% (De Alba, 1998). Hay que destacar que durante el Plioceno, los materiales miocenos sufrieron un basculamiento general hacia el SO creando una pendiente regional de 3 a 4° que ha condicionado la tendencia general de encajamiento de la actual red hidrográfica (IGME, 1971).

3.1.2. Clima

La caracterización climática se ha realizado a partir de los registros de las estaciones meteorológicas de Santa Olalla (años 1948 a 1977) y de la propia Finca Experimental (desde 1977 hasta la actualidad), ambas adscritas a la red de estaciones de la Agencia Estatal de Meteorología (códigos 3358a y 3358b).

El clima dominante de la zona es el Mediterráneo Continental Semiárido (Oliver *et al.*, 1985), con unas temperaturas medias mensuales que varían entre 5°C en invierno y 25°C en verano. Las temperaturas de la zona son muy extremas y la amplitud térmica anual muy elevada, normalmente entre 18 y 20°.

Las precipitaciones anuales son generalmente moderadas, si bien, presentan una elevada variabilidad interanual con alternancia de periodos de sequía y periodos de precipitaciones relativamente abundantes. La precipitación media por campaña agrícola (del 1 de septiembre al 30 de agosto) para la serie de 63 años de duración 1948/49 a 2010/11 es de 481 mm (fig. 3). Mientras que para la serie de 18 años 1993/94 – 2010/11 analizada en esta tesis, la media desciende a 466 mm.

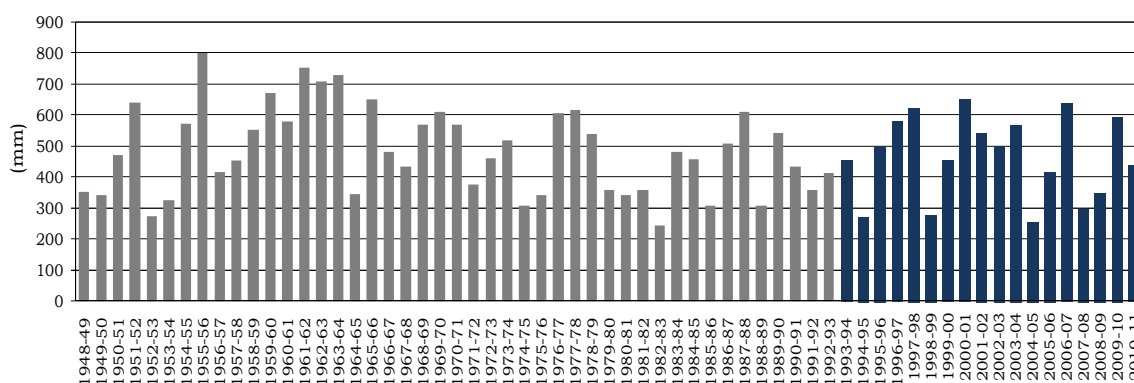


Figura 3. Precipitación total por campaña agrícola (mm) de la serie 1948/48 – 2010/11. Se indica con un cambio de color la serie analizada en el presenta trabajo (1993/94-2010/11).

El balance hídrico del suelo, realizado con los valores climáticos medios de las campañas 1975/76 a 2010/11, muestra la clara escasez de precipitaciones durante los meses de junio, julio y agosto, que se refleja en un marcado déficit hídrico del suelo durante estos meses (fig. 4). Para la elaboración de este balance hídrico, la evapotranspiración potencial

fue calculada a partir de la radiación global incidente media diaria y la temperatura media mensual, mediante el procedimiento de Turc (1961), ya que ofrece un mejor ajuste que el de Thornthwaite (1948) en climas mediterráneos (Lecarpentier, 1975; Almorox, 2007). Para el cálculo de este balance se considera una reserva máxima de agua en el suelo de 100 mm.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 21.0 | 15.2 | 9.5 | 6.5 | 5.8 | 7.4 | 10.1 | 12.1 | 16.2 | 21.9 | 25.3 | 24.9 | 14.70 |
| Pm (mm) | 22.6 | 61.6 | 56.5 | 63.1 | 45.4 | 41.5 | 29.3 | 47.9 | 43.6 | 24.2 | 7.6 | 8.9 | 452.1 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227 | 149 | 118 | 140 | 201 | 302 | 361 | 427 | 490 | 474 | 427.5 | |
| ETP (mm) | 91.9 | 55.7 | 30.9 | 20.3 | 21.2 | 33.2 | 56.7 | 73.5 | 99.1 | 128.3 | 131.7 | 119.2 | 861.7 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 5.9 | 25.6 | 42.8 | 24.1 | 1.6 | -27.5 | -25.6 | -47.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 5.9 | 31.5 | 74.3 | 98.4 | 100.0 | 72.5 | 47.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 22.6 | 55.7 | 30.9 | 20.3 | 21.2 | 33.2 | 56.7 | 73.5 | 90.5 | 24.2 | 7.6 | 8.9 | 445.4 |
| Déficit (mm) | 69.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 8.6 | 104.1 | 124.0 | 110.3 | 416.4 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.7 |

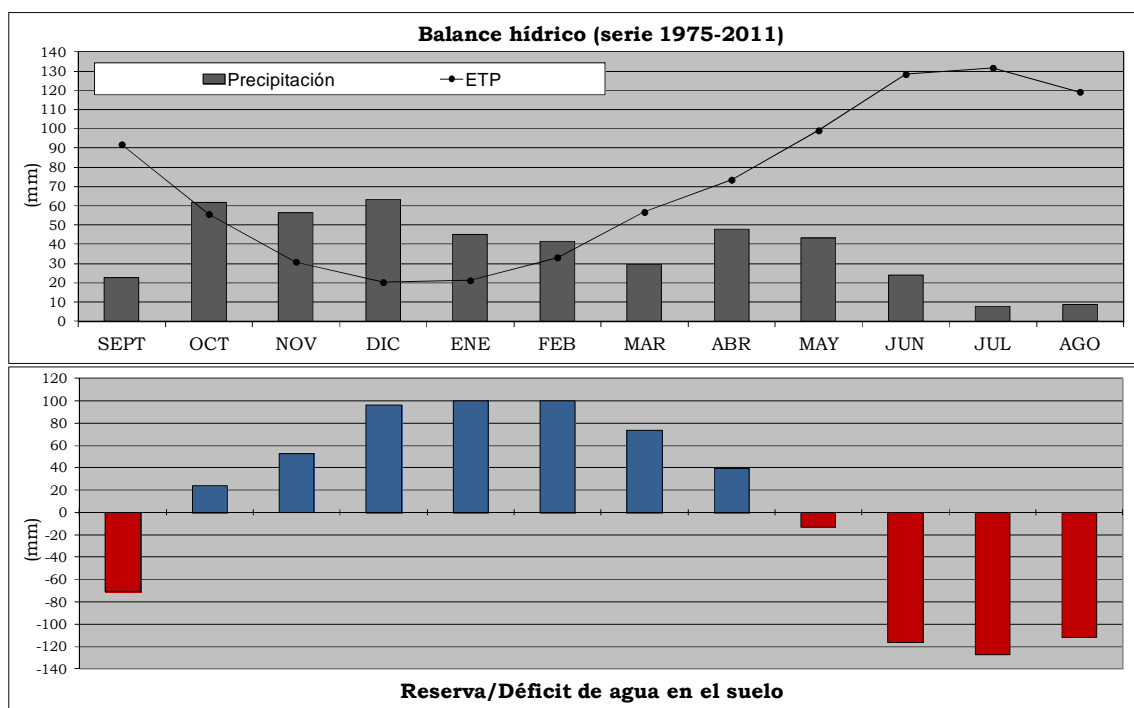


Figura 4. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la serie 1975/76-2010/11 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma serie.

De acuerdo con la clasificación climática de Thornthwaite, el clima del área de estudio es del tipo DB'2 db'4, y por tanto semiárido con una eficacia térmica de tipo mesotérmico con poco o ningún exceso de agua y una concentración en verano de la eficacia térmica del 50% (Oliver *et al.*, 1985).

Según la clasificación de suelos *Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff, 1990), el régimen térmico del suelo pertenece al tipo Mésico y el de humedad al tipo Xérico, característico de los suelos mediterráneos.

3.1.3. Edafología

Los suelos característicos del área de estudio corresponden al tipo genérico de *Suelos Pardos no Cálcicos* descritos por Guerra Delgado (1968) en los depósitos sedimentarios terciarios de la región Central de España. Se trata de perfiles edáficos profundos con una morfología característica del tipo Ap/B/C, con límites generalmente abruptos entre los horizontes superficiales y, con frecuencia, presencia de uno o más horizontes subsuperficiales. En cuanto a las propiedades físicas, destaca un marcado contraste estructural entre el horizonte superficial Ap, de textura generalmente débil, suelto o formando agregados subangulares, y el horizonte B, de estructura muy desarrollada y estable que varía desde subpoliédrica a prismática. También suele presentarse un acusado contraste textural entre ambos horizontes, siendo frecuentes incrementos en el contenido de arcilla de hasta un 25% en el horizonte B respecto al Ap. Respecto a las propiedades químicas, destaca la pobreza en elementos nutritivos que principalmente viene condicionada por los bajos contenidos en materia orgánica, la naturaleza silícea del material originario, la intensidad de lavado según la textura de la matriz del suelo y la presencia o ausencia de horizontes cálcicos (De Alba, 1998). Sin embargo, en general este perfil genérico descrito se encuentra fuertemente erosionado y perturbado, dando lugar a perfiles truncados en los que se han perdido por erosión alguno de los horizontes superficiales.

Por otro lado en la figura 5 se presenta la cartografía de suelos de la comarca de Torrijos realizada por De La Horra Ruiz (1992) a escala 1:100.000. En dicho mapa, el área de estudio corresponde a las unidades cartográficas caracterizadas por presentar suelos evolucionados con horizontes Bt argílicos de acumulación de arcilla iluvial, de los tipos Luvisol cálcico (Lk) o Luvisol órtico (Lo) en función de que presenten o no horizontes cálcicos subsuperficiales. Y junto a éstos, un segundo grupo de suelos menos desarrollados de los tipos Cambisol cálcico (Bk) o eútrico (Be), dependiendo también de la presencia o no de horizontes cálcicos.

Cuando los suelos evolucionaron a partir de substratos de facies lutíticas, los perfiles edáficos desarrollan características vérticas dando lugar a Vertisoles crómicos (Vc) o Livisoles vérticos (Lv) en función del grado de vretisolización, de mayor a menor respectivamente. En los coluviones arenosos situados en los tramos inferiores de las laderas y fondos de vaguadas predominan los suelos de tipo Regosol, ya sea eútrico (Re) o dístrico (Rd). Por último, en los fondos de pequeñas vagas fluviales se presentan suelos del tipo Fluvisol, generalmente eútrico (Je).

En el apartado 3.2 se analizan con detalle las características morfológicas, físicas y químicas del suelo del campo experimental sobre el que se encuentran instaladas las parcelas de erosión.

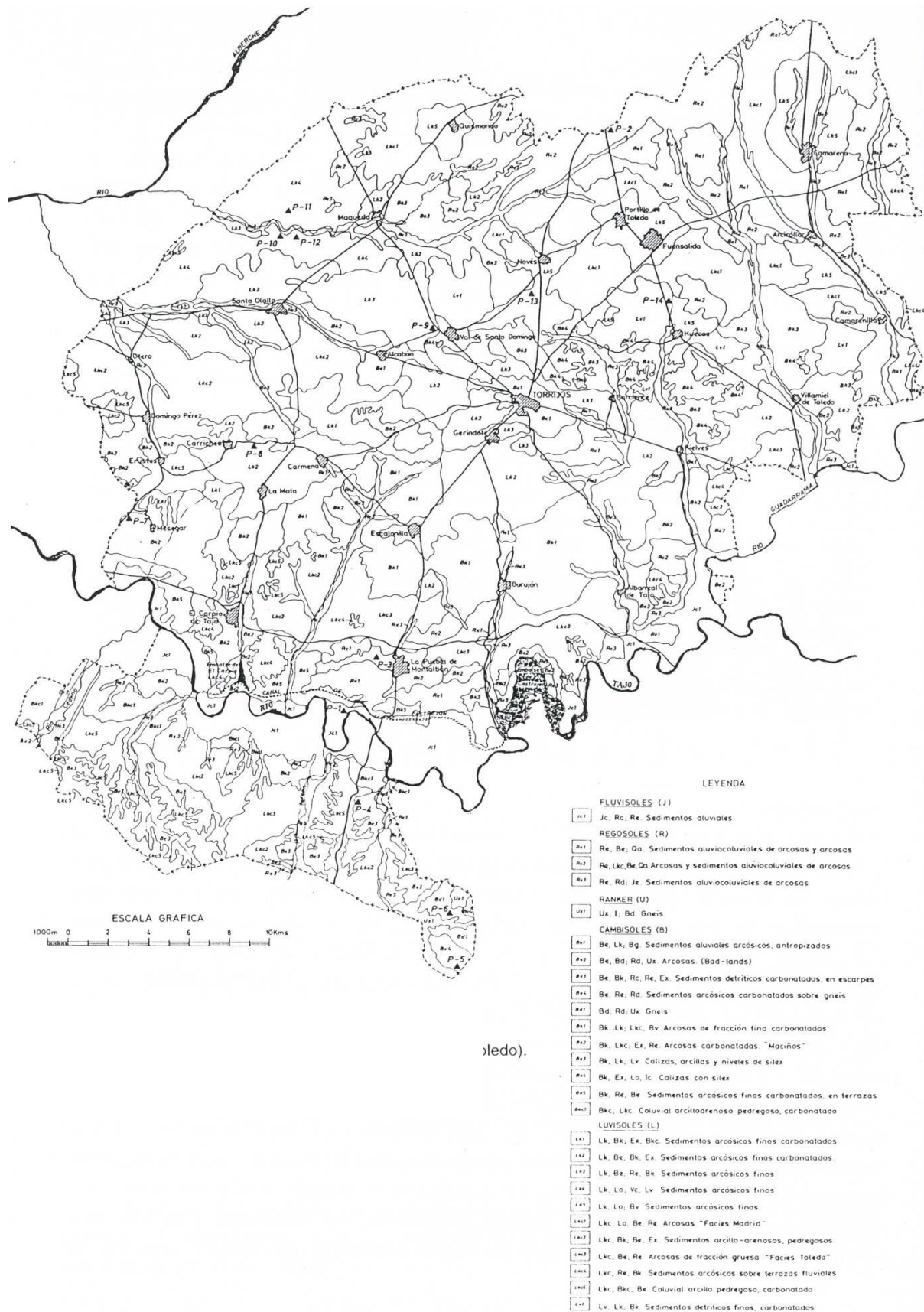


Figura 5. Mapa de suelos de la comarca de Torrijos (Toledo). Tomado de De la Horra Ruiz (1992).

3.1.4. Usos del suelo y vegetación

Según el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos 2000-2009 del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) (fig. 6), el tipo de uso principal de la zona es el cultivo de secano. La tabla 1 muestra los diferentes usos del suelo existentes en los términos municipales de Santa Olalla y Maqueda según este mapa, su extensión en hectáreas y la proporción que supone respecto a la superficie total del término municipal (% T.M.). En ambos casos, la superficie destinada a labor de secano y olivar de secano supera el 90% de la superficie total del T.M.

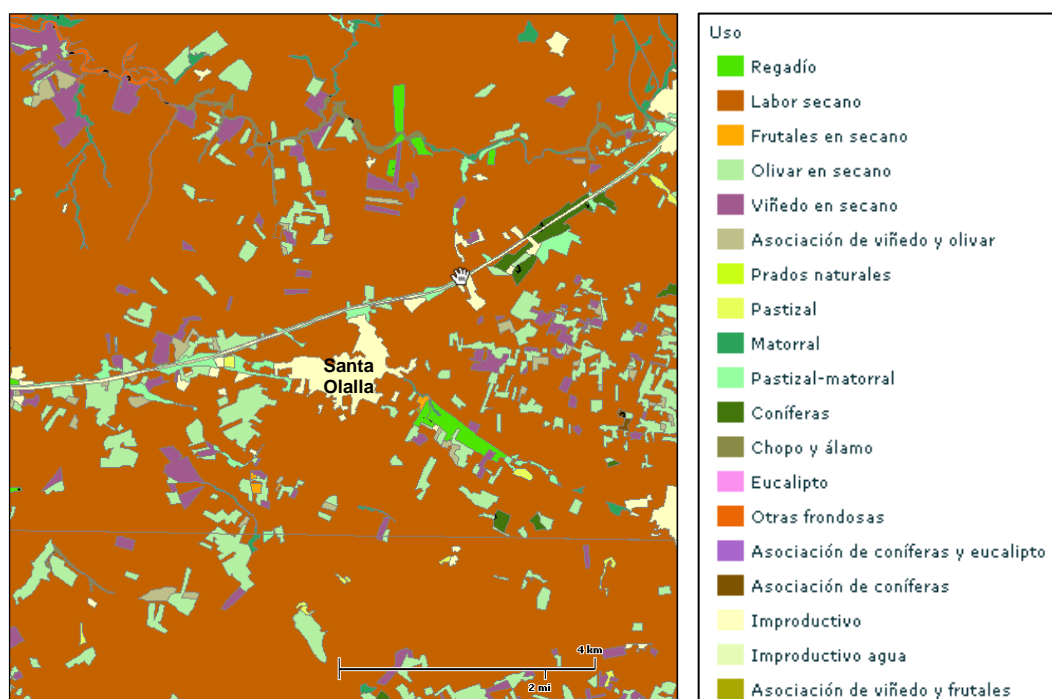


Figura 6. Mapa y leyenda de usos del área de estudio. Servidor del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos (MARM, <http://sig.mapa.es/siga/>).

| USO (Informe 2000-2009) | SANTA OLALLA | | MAQUEDA | |
|--------------------------------------|-----------------|---------------------|-----------------|---------------------|
| | Superficie (Ha) | Porcentaje T.M. (%) | Superficie (Ha) | Porcentaje T.M. (%) |
| Chopo y Álamo | 43.65 | 0.6 | 177.24 | 2.4 |
| Coníferas | 15.33 | 0.2 | 47.68 | 0.6 |
| Cultivos herbáceos en regadío | 51.04 | 0.7 | 133.31 | 1.8 |
| Improductivo | 208.54 | 2.9 | 130.53 | 1.8 |
| Labor en secano | 5787.75 | 79.7 | 6189.15 | 84.0 |
| Matorral | 18.46 | 0.3 | 106.08 | 1.4 |
| Olivar en secano | 659.45 | 9.1 | 197.01 | 2.7 |
| Otras frondosas | 4.88 | 0.1 | 10.95 | 0.1 |
| Pastizal | 19.37 | 0.3 | 13.44 | 0.2 |
| Pastizal-Matorral | 120.47 | 1.7 | 95.93 | 1.3 |
| Pastizal asociado con frondosas | - | - | 36.54 | 0.5 |
| Viñedo asociado con olivar en secano | 60.05 | 0.8 | 23.15 | 0.3 |
| Viñedo en secano | 256.90 | 3.5 | 184.52 | 2.5 |
| SUPERFICIE TOTAL | 7263.26 | 100 | 7366.91 | 100 |

Tabla 1. N° de hectáreas y porcentaje (%) de los términos municipales de Santa Olalla y Maqueda que corresponden a cada uso principal del suelo. Servidor del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos (MARM, <http://sig.mapa.es/siga/>).

La zona de trabajo se enmarca en la Región Mediterránea Occidental, siendo límite de dos provincias biogeográficas, la Luso-Extremadurensis y la Castellano-Maestrazgo-Manchega. Desde el punto de vista fitoclimático el área de estudio se caracteriza por pertenecer al piso mesomediterráneo de ombroclima seco.

La vegetación potencial se corresponde con las asociaciones terminales de las siguientes series de vegetación (Rivas Martínez, 1987): serie mesomediterránea luso-extremadurensis silicícola de *Quercus rotundifolia* o encina (denominada *Pyro bourgaeanae-Querceto rotundifoliae sigmetum*); serie mesomediterránea manchega y aragonesa basófila de *Quercus rotundifolia* o encina (*Bupleuro rigidi-Querceto rotundifoliae sigmetum*) y serie mesomediterránea luso-extremadurensis húmeda de *Quercus pyrenaica* o roble melojo (*Arbuto-Querceto pyrenaicae sigmetum*).

Estas formaciones fitosociológicas que caracterizan a los bosques de encinas típicos de la región central peninsular, corresponden a las formaciones climáticas que existirían en ausencia de intervención humana. Sin embargo, debido a la intensa explotación agrícola del territorio estas formaciones han sufrido un acusado proceso de regresión y, en la actualidad, tan sólo permanecen algunos enclaves aislados en etapas avanzadas de degradación y siempre localizados en zonas marginales no aptas para la explotación agrícola.

3.2. CAMPO EXPERIMENTAL SOBRE EROSIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS DE LA FINCA LA HIGUERUELA (CSIC)

En la Finca Experimental La Higuera (CSIC), se lleva a cabo desde 1992 un proyecto de investigación en el que se aborda el estudio de los procesos de degradación del suelo por erosión en campos agrícolas en relación con diferentes usos y manejos del suelo. Desde su inicio, el campo experimental ha ido evolucionando, sufriendo modificaciones destinadas principalmente a ampliar el número de parcelas y mejorar su instrumentación.

Es importante señalar que la autora del presente trabajo ha sido la responsable del mantenimiento del campo experimental desde septiembre de 2007 hasta la actualidad.

3.2.1. Instalaciones del campo experimental

El campo experimental comenzó con la instalación de cuatro parcelas de erosión tipo USLE (125 m²) sobre una ladera agrícola dedicada históricamente a cultivos de secano mediante técnicas convencionales, de viñedo hasta mediados de los años setenta y posteriormente con cultivos herbáceos. En la actualidad, el Campo cuenta con 28 parcelas tipo USLE (33 a 67.5 m²) y 24 microparcelas (0.29 m²) situadas en la misma ladera, en las que se reproducen los principales usos y manejos agrícolas representativos de la agricultura de secano mediterránea, incluyendo cultivos de cereal y barbechos con prácticas de no laboreo, mínimo laboreo y laboreo convencional. Las fotos 2 y 3 muestran vistas aéreas del campo experimental tomadas en los años 1992 y 2010.

Los detalles relativos a la configuración y diseño de las parcelas y microparcelas, a la instrumentación de campo desarrollada para la monitorización de procesos hidrológicos y erosivos, así como a la metodología empleada en campo para la obtención de los datos relativos a las producciones de escorrentía y sedimentos se encuentran en los capítulos 5 (parcelas USLE) y 6 (microparcelas).



Foto 2. Vista aérea del campo experimental sobre erosión de suelo en campos agrícolas de la Finca La Higuieruela. Tomada en 2004.



Foto 3. Vista aérea del campo experimental sobre erosión de suelo agrícolas situado en la Finca La Higuieruela. Tomada en mayo de 2010.

Así mismo, el campo experimental cuenta con un equipo de simulación de lluvia no portátil diseñado para realizar ensayos en parcelas de tamaño medio (33 m^2 , $10.8 \times 3 \text{ m}$), y un simulador portátil que permite la realización de ensayos sobre una parcela de 0.30 m^2 . Ambos equipos se muestran en las fotografías 4 a 7.

La estructura del equipo fijo está construida a partir de la de un invernadero (foto 4), suplementada para alcanzar un altura de 4.0 m en la base de las boquillas de aspersión, y el sistema hidráulico consiste en un circuito cerrado de circulación de agua con un total de 12 boquillas distribuidas en zigzag. El equipo portátil tiene altura de 4.5 m. En ambos, se emplean boquillas pulverizadoras del tipo de cono lleno de la marca Lechler © (serie 460), que generan un ángulo de aspersión de 120°.



Fotos 4 y 5. Equipo fijo de simulación de lluvia. En la foto 2 (izq.) se observa en primer término el Láser Escáner *Leica Scan Station II*.



Fotos 6 y 7. Equipo portátil de simulación de lluvia.

Por otro lado, se dispone de un Láser Escáner Terrestre modelo *Leica Scan Station II* (foto 4) que permite la realización de Modelos Digitales de Elevaciones con una precisión milimétrica y la monitorización de la evolución de la microtopografía de la superficie del suelo.

Para el registro de las precipitaciones, el campo experimental cuenta con dos pluviógrafos de cazoletas basculantes (*tipping bucket system*) con una capacidad de cazoleta de 0.2 l m^{-2} de lluvia por vuelco (fotos 8 y 9). Ambos están conectados a un *datalogger* (*HOBO Event*) que registra directamente la hora, minuto y segundo del vuelco de la cazoleta, de manera que se pueden obtener los pluviogramas de lluvia con una resolución de 0.2 mm de lluvia.



Fotos 8 y 9. Pluviómetros instalados junto a las parcelas experimentales.

Adicionalmente, La Finca Experimental La Higuieruela cuenta con una estación meteorológica completa, adscrita a la red de estaciones de la Agencia Estatal de Meteorología (Estación Santa Olalla Finca “La Higuieruela”, código 3358b), que proporciona los siguientes datos diarios desde el año 1977:

- Precipitación distribuida en intervalos de 8 horas (mm acumulados).
- Dirección y velocidad del viento (Km/h).
- Temperatura ambiente (máxima, mínima y media en °C).
- Temperatura del subsuelo (°C).
- Humedad relativa del aire (%).
- Insolación (horas).
- Nubosidad (octas).
- Evaporación (mm).
- Otros meteoros: nieve, granizo, tormenta, rocío, niebla, escarcha (nº observado).

3.2.2. Caracterización de las propiedades del suelo

3.2.2.1. Perfil del suelo

El campo experimental se sitúa sobre el tramo inferior de una ladera de morfología recta y pendiente media del 9%. El perfil edáfico fue estudiado y descrito por De Alba (1998) mediante una cata de 170 cm de profundidad aproximada (fotos 10 y 11) localizada en el lateral junto a la parcela situada en el borde este y a la altura del tercio superior de la misma. Se trata de un suelo clasificado como Luvisol vértico (LVv) según la clasificación de la FAO (1989), y Typic Haploxeralf según la Soil Taxonomy (Soil Survey Staf, 1990). La tabla 2 recoge la descripción morfológica del perfil, la tabla 3 las propiedades físicas y químicas de los distintos horizontes y en la tabla 4 se presentan los resultados detallados del análisis granulométrico.



Foto 10. Perfil del suelo del campo experimental. La escala vertical presenta divisiones cada 20 cm. Tomada de De Alba (1998).

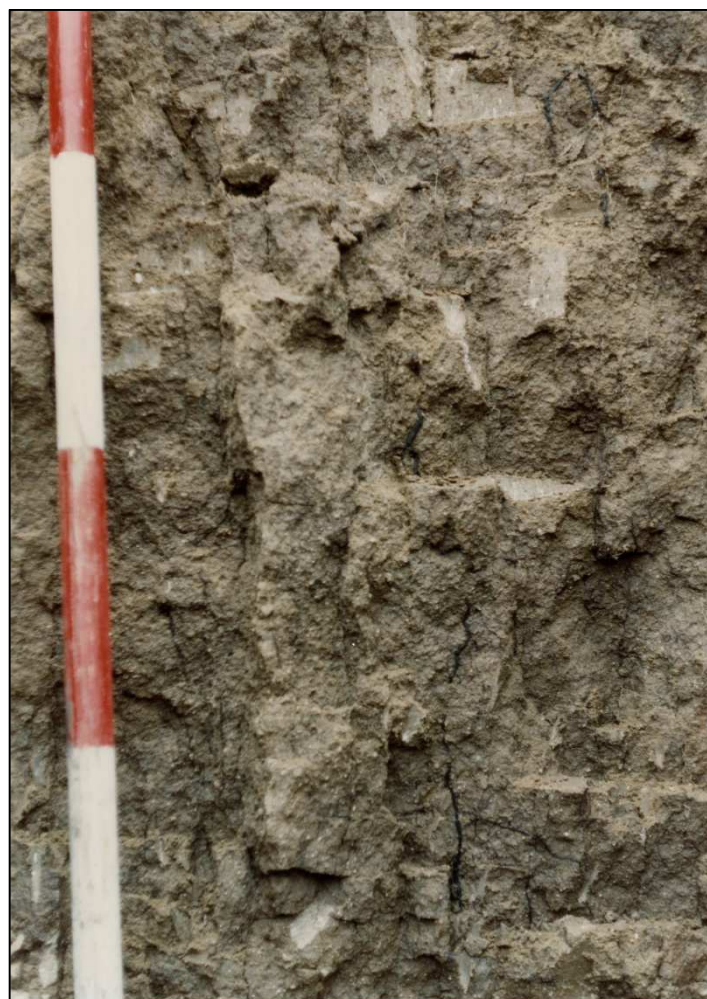


Foto 11. Detalle de la estructura prismática del horizonte subsuperficial Bt. Escala con divisiones cada 20 cm. Tomada de De Alba (1998).

| | | |
|-------------------------------|---|---|
| DESCRIPCIÓN DEL PERFIL | Clasificación del suelo | - FAO (1989): <i>Luvisol vértico (LVv)</i> - Soil Taxonomy (SOIL SURVEY STAFF, 1990): <i>Typic Haploxeralf</i> |
| | Localización | Finca La Higuieruela |
| | Coordenadas | - Geográficas: 40°03'26"N; 4°25'08"W - UTM: Huso 30, 378.977; 4.435.148 |
| | Altitud | 450 m |
| | Posición fisiográfica | Ladera, sobre el sector inferior de morfología cóncava |
| | Topografía del terreno circundante | Fuertemente ondulado (8-25%) |
| | Microtopografía | Surcos de labranza |
| | Pendiente | 9% |
| | Exposición | Norte |
| | Material originario | Sedimentos arcósicos miocenos |
| | Drenaje | Bien drenado (clase 4) |
| | Pedregosidad superficial | No |
| | Afloramientos rocosos | No |
| | Uso del suelo | Cultivo herbáceo en secano |
| DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES | Ap 0-24 cm 10 YR 4,5/4 en húmedo y 10 YR 5/3 en seco. Estructura granular gruesa a muy gruesa, débil y de consistencia muy friable en húmedo. Pocos poros radiculares muy finos. No calcáreo. Frecuentes raíces muy finas y finas. Algunos rasgos de actividad de la fauna (galerías y presencia de fauna). Límite brusco y plano. | |
| | Bt 24-130 cm 10 YR 4/3,5 en húmedo y 10YR 5/4 en seco. Estructura prismática, de mediana a gruesa, fuerte y de consistencia muy duro en seco. Escasas gravillas (<5%) de cuarcita de hasta 7cm de eje mayor. Frecuentes grietas de hasta 15mm de grosor rellenas de material del horizonte A. Frecuentes poros, inter e intragregados, muy finos y finos. Algunas superficies de fricción. Cutanes de arcilla iluvial delgados y discontinuos. No calcáreo. Frecuentes raíces muy finas y muy pocas gruesas. Escasos rasgos de actividad de la fauna (galerías y coprolitos). Límite brusco y ondulado. | |
| | CB +130 cm (visto hasta 170 cm) 10 YR 5/6 en húmedo y 10 YR 5/4 en seco. Estructura poliédrica subangular, de mediana a gruesa, moderada y de consistencia firme en húmedo. Cutanes de arcilla delgados y zonales. No calcáreo. Frecuentes poros muy finos. Muy pocas raíces finas. | |

Tabla 2. Descripción morfológica del perfil del campo experimental y de los distintos horizontes (De Alba, 1998).

| Parámetros | Unidades | Ap (0-24cm) | Bt (24-130cm) | CB (+130cm) |
|---|-------------------|----------------|------------------|----------------|
| Propiedades químicas | | | | |
| pH (H ₂ O; 1:2.5) | - | 6.1 | 6.4 | 6.8 |
| pH (KCl; 1:2.5) | - | 4.8 | 5.0 | 5.6 |
| Materia orgánica | % | 0.72 | 0.23 | 0.13 |
| Carbono orgánico | % | 0.42 | 0.13 | 0.08 |
| Nitrógeno total | % | 0.03 | 0.04 | 0.05 |
| Relación C/N | - | 12.1 | 3.5 | 1.6 |
| Carbonatos totales (CO ₃ ²⁻) | - | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Cationes de cambio | | | | |
| K ⁺ | meq/100g de suelo | 0.3 | 0.3 | 0.3 |
| Ca ²⁺ | meq/100g de suelo | 7.9 | 9.6 | 8.6 |
| Na ⁺ | meq/100g de suelo | 0.3 | 0.3 | 0.3 |
| Mg ²⁺ | meq/100g de suelo | 1.8 | 2.7 | 5.1 |
| Al ³⁺ | meq/100g de suelo | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| H ⁺ | meq/100g de suelo | 0.05 | 0.03 | 0.03 |
| Suma de cationes | meq/100g de suelo | 10.4 | 12.9 | 14.3 |
| Fósforo asimilable (P ₂ O ₅) | ppm | 61.6 | 25.2 | 21.7 |
| Capacidad de intercambio catiónico (CIC) | meq/100g de suelo | 11.8 | 16.2 | 17.6 |
| Grado de saturación del complejo de cambio (V) | % | 87.7 | 79.8 | 81.4 |
| Conductividad eléctrica (25°C) | µmhos/cm | 337 | 347 | 369 |
| Iones solubles | | | | |
| Cloruros (Cl ⁻¹) | ppm | 105.25 | 104.75 | 111.5 |
| Sulfatos (SO ₄ ⁻²) | ppm | 30.05 | 31.28 | 15.05 |
| Nitratos (NO ₄ ⁻¹) | ppm | 22.28 | 28.53 | 61.5 |
| Fluoruros (F ⁻¹) | ppm | 1.15 | 1.6 | 1.23 |
| Propiedades físicas | | | | |
| Textura | Clase | Fran-ar | Fran-arc-ar | Fran-arc-ar |
| Densidad real | g/cm ³ | 2.6 | 2.6 | 2.6 |
| Densidad aparente (a capacidad de campo) | g/cm ³ | 1.7 | 1.6 | 1.5 |
| Porosidad total | % | 34.0 | 40.2 | 42.9 |
| Capacidad de retención de agua | | | | |
| Saturación pF=0 | % | 33.5 | 35.7 | 39.8 |
| pF=2 | % | 14.6 | 17.9 | 21.8 |
| Capacidad de campo pF=2.5 | % | 11.5 | 14.6 | 19.6 |
| pF=3 | % | 10.1 | 12.4 | 15.4 |
| Punto de marchitez pF=4.2 | % | 6.2 | 8.7 | 10.5 |
| Índice de inestabilidad estructural (Is) | - | 1.93 | 2.26 | - |

Tabla 3.- Propiedades químicas y físicas del perfil del suelo del campo experimental (De Alba, 1998).

| | Arenas (%) | | | | | Limo (%) | | | | | Arcilla (%) <0.002 | Clase text. USDA |
|-----------|------------|---------|---------|---------|----------|----------------|--------------------|----------------|-------------------|-------------------|-----------------------|------------------|
| | 2.0-1.0 | 1.0-0.5 | 0.5-0.2 | 0.2-0.1 | 0.1-0.05 | AR. total USDA | AR. M.F. 0.05-0.02 | Ar. total ISSS | (ISSS) 0.02-0.002 | (USDA) 0.05-0.002 | | |
| Ap | 4.4 | 11.8 | 23.6 | 16.9 | 10.2 | 66.9 | 9.9 | 76.8 | 7.4 | 17.3 | 15.8 | Fran-ar |
| Bt | 6 | 13.2 | 20.1 | 12.9 | 8.7 | 60.9 | 10.2 | 71.1 | 7.9 | 18.1 | 21 | Fran-arc-ar |
| CB | 5.9 | 11.2 | 16 | 12.5 | 9.5 | 55.1 | 10.7 | 65.8 | 11.1 | 21.8 | 23.1 | Fran-arc-ar |

Tabla 4.- Análisis granulométrico del perfil del suelo del campo experimental (De Alba, 1998).

El perfil se caracteriza por presentar una secuencia de horizontes del tipo Ap/Bt/CB. El horizonte superficial Ap, de textura franco arenosa y estructura granular gruesa, corresponde a un horizonte de diagnóstico del tipo ócrico. Se trata de un horizonte completamente disturbado por las labores de cultivo, y por tanto de tipo antrópico. El horizonte subsuperficial Bt presenta una textura franco-arcillo-arenosa con rasgos de acumulación de arcilla iluvial, y un contenido en arcilla superior a la del horizonte superficial en una relación mayor de 1.2 (1.33), por lo que ha sido clasificado como horizonte de diagnóstico de tipo árgico.

Respecto a las propiedades químicas del suelo, destacar los contenidos muy bajos en materia orgánica y nitrógeno total (valores inferiores a 0.72% y 0.05% respectivamente en los tres horizontes). Igualmente ocurre con el fósforo asimilable P_2O_5 , cuyo contenido en la capa de labor tan solo asciende a 64.6 ppm y desciende a 25.2 y 21.7 en los horizontes Bt y CB, mientras que el considerado como contenido medio oscila entre 50 y 400 ppm (Diehl y Mateo Box, 1978). En definitiva, estos valores tan reducidos se traducen en un suelo muy pobre y de baja fertilidad, que requiere para ser cultivado aportes periódicos de materia orgánica y enmiendas químicas.

El pH del suelo es ligeramente ácido en superficie (6.1) y aumenta hasta 6.8 en el horizonte CB. La conductividad eléctrica apenas varía en los distintos horizontes, siendo inferior a $0.5 \text{ mmhos cm}^{-1}$, lo que no supone influencia negativa para el desarrollo de los cultivos (Allison *et al.*, 1977). Las concentraciones presentes de aniones solubles, cloruros, sulfatos, aniones y fluoruros, también son reducidas y no resultan perjudiciales para el cultivo.

Al contrario que la densidad aparente, la porosidad total aumenta con la profundidad, ascendiendo de 34.6% en el horizonte Ap a 42.3% en el CB. Ello está en consonancia con el débil desarrollo de la estructura en el horizonte Ap y a su vez con el bajo contenido en materia orgánica, la influencia del laboreo y el efecto de la desecación de la capa más superficial.

De Alba (1998) realizó también un análisis mineralógico de la fracción arcilla (tabla 5). Los resultados muestran que la illita es la arcilla predominante en los dos horizontes superficiales, Ap 32% y Bt 76%, mientras que en el horizonte CB la esmectita pasa a ser la arcilla predominante (55%). La caolinita se mantiene en valores bajos en los tres horizontes, siempre inferior al 6%. La presencia de feldespatos cálcico-sódicos y potásicos y de cuarzo únicamente en el horizonte superficial, y de forma tan contratada, indica una muy probable contaminación de este horizonte con material de suelo procedente de zonas más altas de la ladera.

Destacar que el alto contenido de arcillas expansivas del tipo esmectita, de forma especial en el horizonte CB, está de acuerdo con las propiedades vérticas observadas en el perfil del suelo, como la presencia de grietas de retracción y superficies de presión.

| | Feldespatos Ca-Na (%) | Feldespatos K (%) | Cuarzo (%) | Esmectita (%) | Illita (%) | Caolinita (%) |
|-----------|--------------------------|----------------------|---------------|------------------|---------------|------------------|
| Ap | 13 | 11 | 29 | 12 | 32 | 3 |
| Bt | - | - | - | 18 | 76 | 6 |
| CB | - | - | - | 55 | 40 | 5 |

Tabla 5. Composición mineralógica semicuantitativa de la fracción arcilla (% relativo de la muestra) (De Alba, 1998).

3.2.2.2. Variabilidad espacial de las propiedades del suelo

Con objeto de determinar el grado de variabilidad espacial de las propiedades del suelo en el campo experimental, en diciembre de 1992 se llevó a cabo un muestreo previo a la aplicación de los distintos tratamientos en las parcelas (De Alba, 1998). Se seleccionaron 13 puntos de control distribuidos de forma regular en la ladera, en los que se tomaron tres muestras de suelo según los siguientes intervalos de profundidad: 0-15 cm, 15-30 cm y 30-45 cm. Entre todos los parámetros analizados (ver De Alba, 1998) se han seleccionado dos como indicadores de la variabilidad espacial del suelo: el contenido en materia orgánica y el análisis granulométrico de la capa superficial del suelo de 15 cm de espesor, por ser ésta la que determina en mayor medida la respuesta del suelo ante los procesos erosivos.

En la figura 7 se presenta el mapa de distribución espacial de las isóneas de contenido en materia orgánica en la capa de 0 a 15 cm, que oscila entre el 0.47% y el 1.06%. Igual que en el caso de la granulometría, la materia orgánica muestra una gradiente decreciente ladera abajo y sin patrón definido en la dirección lateral.

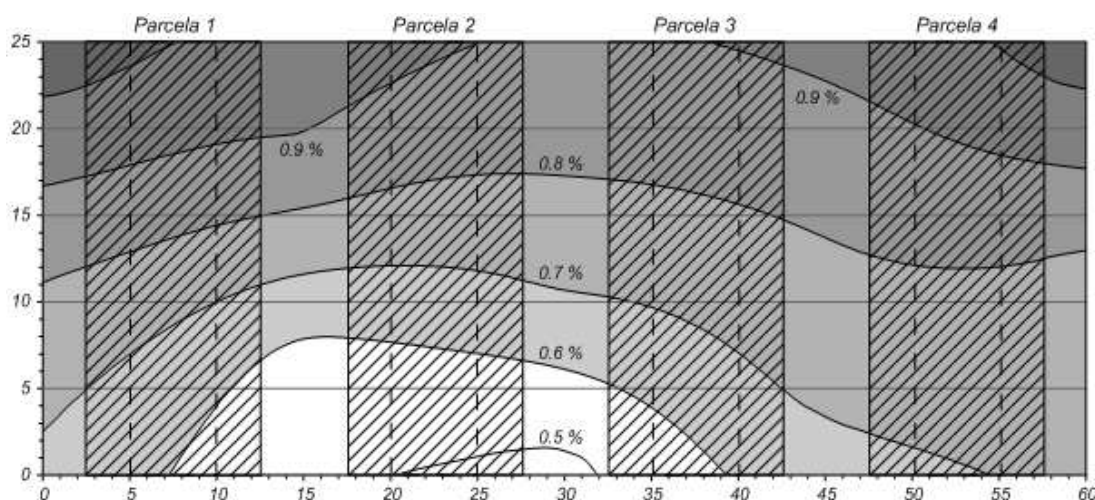


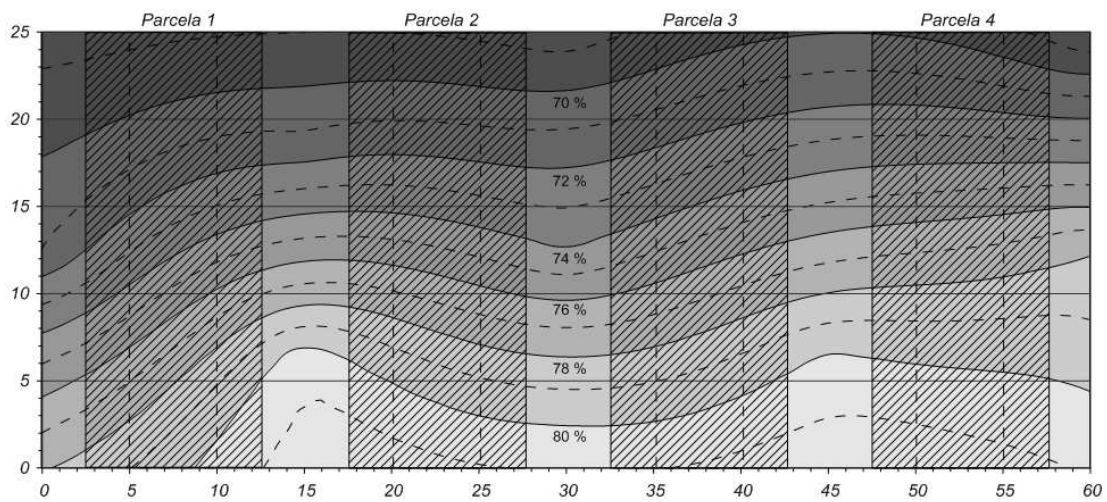
Figura 7. Mapas de isóneas para el contenido de materia orgánica (%) en la capa superficial del suelo de 15 cm de profundidad. En los ejes se dan las distancias en metros. Tomado de De Alba (1998).

La figura 8 muestra los mapas de distribución del contenido de arena, limo y arcilla en la capa superficial del suelo. Se aprecia una gradación de la textura del suelo ladera abajo, pasando de texturas franco-arenosas en la parte alta a texturas más gruesas arenoso-francas en la parte inferior. Así, el contenido medio de arena aumenta desde valores medios inferiores al 65% en la parte alta a promedios superiores al 85% en la base. Lo contrario ocurre con el limo y la arcilla, cuyos contenidos aumentan ladera arriba. Este patrón de variación podría ser explicado como consecuencia de la redistribución de suelo ladera abajo,

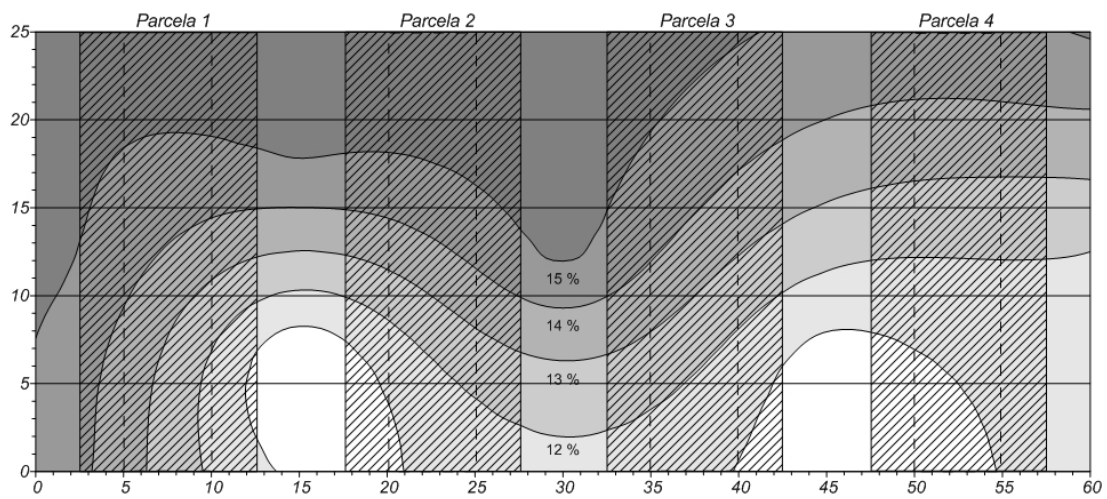
tanto por los procesos de erosión hídrica como por las labores agrícolas. Respecto a la dirección lateral no se observa ningún patrón de variación predominante (fig. 8).

En resumen, puede concluirse que el suelo del campo experimental presenta un fuerte gradiente ladera abajo, de tal forma que la textura se hace más grosera al mismo tiempo que se reduce el contenido en materia orgánica. Sin embargo, no se aprecia variabilidad alguna en la dirección lateral de la ladera, y por tanto, tampoco diferencias significativas entre las características superficiales del suelo en las distintas parcelas.

Arena



Limo



Arcilla

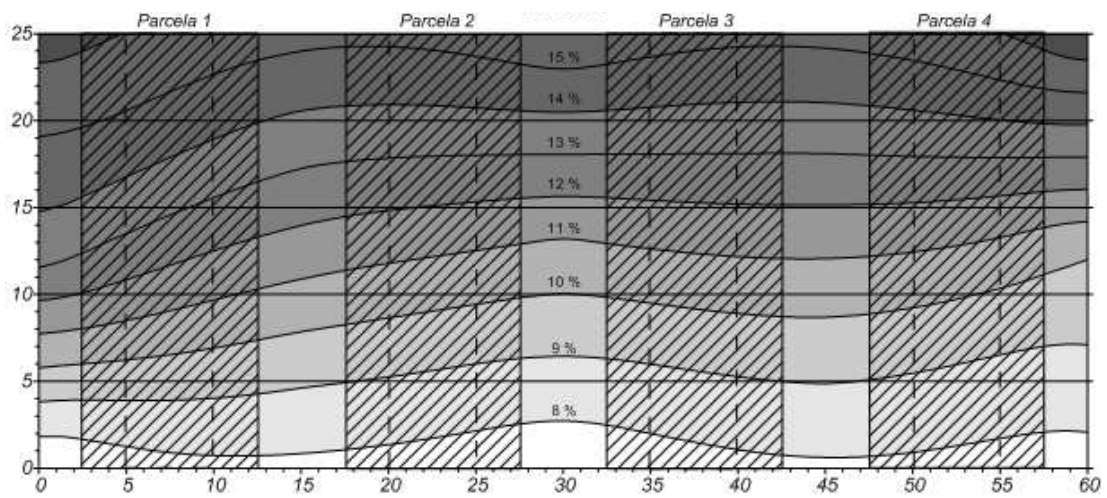


Figura 8. Mapas de isótopos para el contenido (%) de arena, limo y arcilla en la capa superficial del suelo de 15 cm de profundidad. En los ejes se dan las distancias en metros. Tomado de De Alba (1998).

4. CARACTERIZACIÓN DE LAS PRECIPITACIONES Y DE LA EROSIVIDAD DE LA LLUVIA EN EL PERIODO EXPERIMENTAL

El presente capítulo se dedica al análisis de las precipitaciones registradas en el campo experimental de La Higuera en el periodo comprendido entre 1993/94 y 2010/11. Se divide en cuatro bloques: en primer lugar, se detalla el origen y tratamiento de los datos (apartado 4.1); a continuación, el apartado 4.2 se dedica a la caracterización de las precipitaciones registradas, incluyendo su distribución anual y mensual, el balance hídrico del suelo, el análisis de las precipitaciones máximas en 24 horas, las principales características de los episodios de lluvia (precipitación acumulada, duración e intensidad) y las curvas de Intensidad-Duración-Frecuencia construidas a partir de los registrados durante la fase experimental; el apartado 4.3 se ocupa de la erosividad de la lluvia, realizando una revisión de los principales índices empleados para cuantificar la erosividad de la lluvia y analizando la erosividad de las precipitaciones registradas durante la fase experimental; y por último, en el 4.4. se recogen las principales conclusiones.

4.1. MATERIAL Y MÉTODOS. PROGRAMA DE ANÁLISIS DE PLUVIOGRAMAS *PLUVICAL.EXE*

Para el análisis de las precipitaciones se dispone de los registros procedentes de los dos pluviógrafos instalados en el campo experimental (capítulo 3), que proporcionan pluviogramas de lluvia con una resolución de 0.2 mm.

Estos pluviogramas han sido analizados con el programa *Pluvical.exe*, desarrollado por De Alba (1998), que transforma los registros continuos de precipitación en eventos individualizados de lluvia, correspondientes a episodios de lluvia continua separados por al menos seis horas con ausencia total de precipitación (Wischmeier y Smith, 1978), y calcula para cada evento los parámetros indicados en la tabla 1.

| Parámetros | Símbolo | Unidades |
|---|-----------|--|
| Precipitación total acumulada | P | Mm |
| Duración | t | min |
| Intensidad media | I_{med} | mm h ⁻¹ |
| Intensidad máxima en 60 min. | I_{60} | mm h ⁻¹ |
| Intensidad máxima en 50 min. | I_{50} | mm h ⁻¹ |
| Intensidad máxima en 40 min. | I_{40} | mm h ⁻¹ |
| Intensidad máxima en 30 min. | I_{30} | mm h ⁻¹ |
| Intensidad máxima en 20 min. | I_{20} | mm h ⁻¹ |
| Intensidad máxima en 15 min. | I_{15} | mm h ⁻¹ |
| Intensidad máxima en 10 min. | I_{10} | mm h ⁻¹ |
| Intensidad máxima en 5 min. | I_5 | mm h ⁻¹ |
| Intensidad máxima en 2 min. | I_2 | mm h ⁻¹ |
| Intensidad máxima instantánea | I_{max} | mm h ⁻¹ |
| Energía cinética (Wischmeier y Smith, 1958) | E_k | MJ ha ⁻¹ |
| Índice de erosividad (Wischmeier y Smith, 1958) | R | MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ |
| Energía cinética (Zanchi y Torri, 1980) | $E_k(z)$ | MJ ha ⁻¹ |
| Índice de erosividad (Zanchi y Torri, 1980) | R (z) | MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ |
| Índice de erosividad (Hudson, 1971) | KE>25 | MJ ha ⁻¹ |
| Índice de erosividad (Morgan, 1977) | KE>10 | MJ ha ⁻¹ |
| Índice de erosividad (Onchev, 1983) | UI | Mm min ⁻¹ |
| Índice de Fournier (Fournier, 1960) | F | |
| Índice de Fournier modificado (Arnaldus, 1977) | F' | |

Tabla 1. Parámetros calculados por el programa de análisis de pluviogramas *Pluvical.exe* (De Alba, 1998) para cada episodio de lluvia.

En algunos casos, los registros de los pluviómetros han sido completados con los datos de la estación meteorológica de la finca La Higuera (código 3358b de la red de estaciones de la AEMET).

4.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS PRECIPITACIONES DURANTE EL PERIODO EXPERIMENTAL

El clima es un parámetro dinámico de los sistemas ambientales que actúa en multitud de procesos, y su consideración en los estudios de erosión de suelos en el ámbito mediterráneo es básica. De todas las variables climáticas, son las precipitaciones y las relativas a la escorrentía las que liberan mayor energía en el modelado terrestre, gran parte de la cual desencadena activos procesos de erosión en suelos (López Bermúdez y Romero Díaz, 1993). La importancia del factor precipitación en los procesos de erosión ha sido ampliamente descrito (Morgan, 1986), demostrando una gran complejidad en las relaciones existentes.

Existen numerosas publicaciones sobre estudios climáticos realizados en el litoral peninsular mediterráneo (por ej. Chiner *et al.*, 1987; Camarasa, 1993; De Luis *et al.*, 1996), en relación con los procesos de erosión y desertificación del suelo (por ej. López Bermúdez y Albaladejo, 1990; López Bermúdez y Soriano, 1993; de Luis *et al.*, 1997 y 2010) y con la presencia de fenómenos extraordinarios y catástrofes asociadas a éstos (entre otros, Martín Vide, 1985; Albentosa, 1989; Gil Olcina, 1989 y Mateu, 1990, en De Luis *et al.*, 1996). Sin embargo, el número de trabajos se reduce enormemente cuando se trata de la zona central de la península.

4.2.1. Distribución anual y mensual de las precipitaciones

La figura 1 muestra la distribución de las precipitaciones totales anuales registradas en el periodo 1993/94 a 2010/11, siempre referidas a años agrícolas (del 1 de septiembre al 30 de agosto). En ella, se puede observar la alternancia irregular de años secos con años lluviosos, poniendo de manifiesto la elevada variabilidad interanual de las precipitaciones.

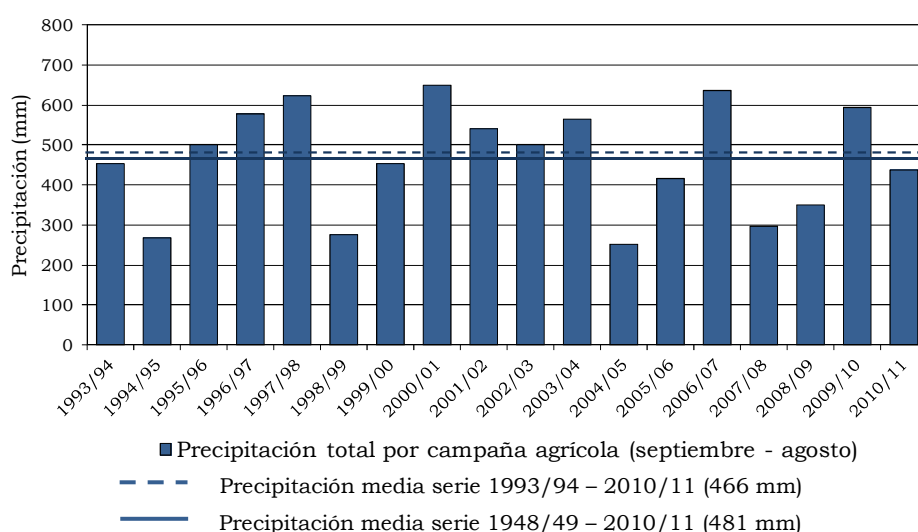


Figura 1. Precipitaciones totales anuales durante la fase experimental 1993/94-2010/11 y valores medios para la serie 1948/49-2010/2011 y 1993/94-2010/11.

La precipitación media anual de esta serie es de 466 mm, valor muy similar a la media anual para la de la serie histórica de 63 años de duración 1948/49 a 2010/11, que es de 481 mm. La mediana tiene un valor ligeramente superior a la media (477 mm), lo que significa que los datos de precipitación anual muestran una distribución de frecuencias con sesgo levemente negativo, con un mayor número de años con precipitaciones superiores a la media.

La precipitación máxima del periodo experimental se registró en el año 2000/01, con 649.2 mm de lluvia, que suponen un 39.2% más que el valor medio. Y el año con la precipitación más reducida fue 2004/05, con tan solo 253 mm de lluvia acumulada, valor un 45.7% inferior a la media. Cabe destacar que este año fue el segundo más seco de la serie histórica 1948/49-2010/11.

La distribución de las lluvias a lo largo del año también presenta una marcada irregularidad. La figura 2 muestra las precipitaciones medias mensuales, así como los máximos y mínimos mensuales registrados en la fase 1993/94-2010/11. Como se puede observar, hay dos periodos en el año que concentran la mayor parte de las precipitaciones. El primero se da en los meses de octubre a diciembre y acumula una media del 43% de las precipitaciones totales anuales. Los máximos mensuales registrados en este periodo fueron: 166 mm en el mes de octubre de 1999, 212 mm en noviembre de 1997 y 169 mm en diciembre de 2009. Estos valores representan el 37%, 34% y 28% respectivamente del total de sus años agrícolas.

El segundo periodo abarca los meses de abril y mayo (fig. 2) y concentra una media del 21% de las precipitaciones anuales. Los máximos corresponden a abril de 1999 con 109 mm, que supone el 24% del total anual 1999/00, y a mayo de 1995 con 106 mm, 21% de la precipitación anual 1995/96.

En ambos periodos, además de registrarse los máximos mensuales, los valores mínimos también son más altos del año (fig. 2). Por el contrario, los meses más secos del año son junio, julio y agosto, que apenas suponen en conjunto el 7% de las precipitaciones totales.

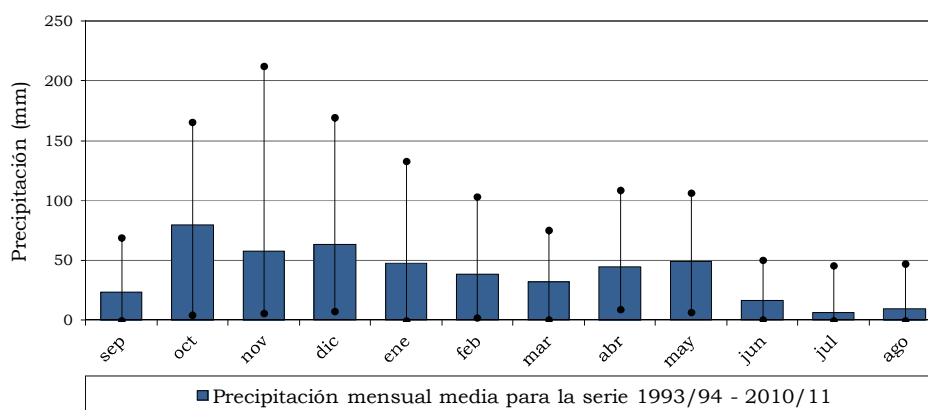


Figura 2. Precipitaciones medias mensuales medias para la fase experimental 1993/94-2010/11 y valores máximos y mínimos mensuales.

Comparando los resultados mensuales anteriores con los de la serie histórica de 62 años de duración (fig. 3) se puede apreciar que no hay diferencias en la tendencia general de la distribución de las precipitaciones a lo largo del año. Si bien, hay meses que presentan diferencias entre la media para la fase experimental y la media para la serie histórica superiores al 20%. Por un lado, los meses de septiembre, febrero, marzo y junio presentan

valores inferiores en la fase experimental, con una reducción del 19%, 20%, 21% y 37% en el mismo orden respecto a la serie histórica. Por el contrario, la media del mes de octubre del periodo de experimentación es un 42% superior a la de mismo mes para la serie histórica.

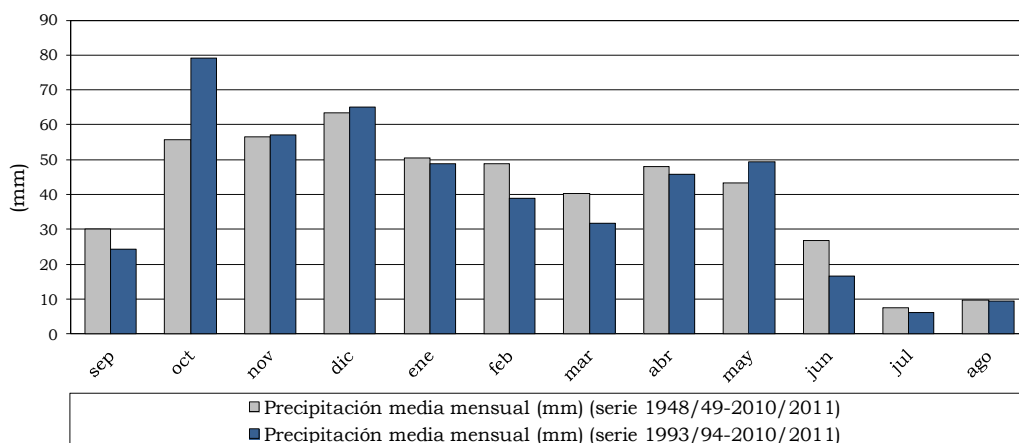


Figura 3. Precipitaciones medias mensuales para la serie histórica 1948/49-2010/2011 y para la fase experimental 1993/94-2010/11.

4.2.2. Balance hídrico del suelo

El balance hídrico del suelo calculado para la serie experimental 1993/94-2010/11 se muestra en la figura 4. Para su elaboración, la evapotranspiración potencial (ETP) fue calculada a partir de la radiación global incidente media diaria y la temperatura media mensual mediante el procedimiento de Turc (1961), ya que ofrece un mejor ajuste que el de Thornthwaite (1948) en climas mediterráneos (Lecarpentier, 1975; Almorox, 2007). Para el cálculo de este balance se considera una reserva máxima de agua en el suelo de 100 mm.

Como se puede apreciar en la figura, la reserva de agua en el suelo presenta valores muy contrastados a lo largo del año, con un déficit hídrico que se inicia a finales del mes de mayo y abarca los meses de junio a septiembre y una reserva cargada durante los meses de octubre a abril. El año agrícola comienza en septiembre con valores negativos, consecuencia de la sequía estival, pero las abundantes lluvias del mes de octubre comienzan a cargar la reserva, que pasa ya durante este mes a valores positivos y continúa creciendo hasta llegar al máximo de su capacidad en enero y febrero (100 mm). Durante marzo y abril, la reserva comienza a descender, y a pesar de las abundantes precipitaciones del mes de mayo, la elevada evapotranspiración potencial generada por las altas temperaturas provoca que la reserva descienda a valores negativos en mayo.

Así, la situación de marcado déficit hídrico se extiende durante los meses de verano, llegando a su valor máximo en julio (127 mm), y prolongándose hasta el comienzo del siguiente año agrícola (fig. 4). Este escaso contenido de humedad del suelo tiene importantes consecuencias en la respuesta hidrológica de las zonas semiáridas (Martínez-Mena, 1995).

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|----------------------------|-------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 21.0 | 15.8 | 9.7 | 6.4 | 6.2 | 7.7 | 10.9 | 13.0 | 17.2 | 23.1 | 26.1 | 25.7 | 15.2 |
| Pm (mm) | 24.2 | 80.8 | 57.8 | 65.6 | 42.8 | 37.0 | 31.6 | 45.8 | 53.3 | 20.0 | 6.4 | 10.2 | 475.5 |
| Rad. diaria media (cal/m2) | 343.5 | 227 | 149 | 118 | 140 | 201 | 302 | 361 | 427 | 490 | 474 | 427.5 | |
| ETP (mm) | 91.8 | 56.8 | 31.3 | 20.1 | 22.3 | 34.1 | 59.1 | 76.5 | 101.9 | 130.9 | 133.0 | 120.6 | 878.4 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 24.0 | 26.5 | 45.5 | 3.9 | 0.0 | -27.5 | -30.7 | -41.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 24.0 | 50.5 | 96.1 | 100.0 | 100.0 | 72.5 | 41.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 22.6 | 56.8 | 31.3 | 20.1 | 22.3 | 34.1 | 59.1 | 76.5 | 95.2 | 20.0 | 6.4 | 10.2 | 456.0 |
| Déficit (mm) | 69.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.8 | 110.9 | 126.6 | 110.5 | 422.4 |
| Excedente (mm) | 1.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 16.6 | 2.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 19.5 |

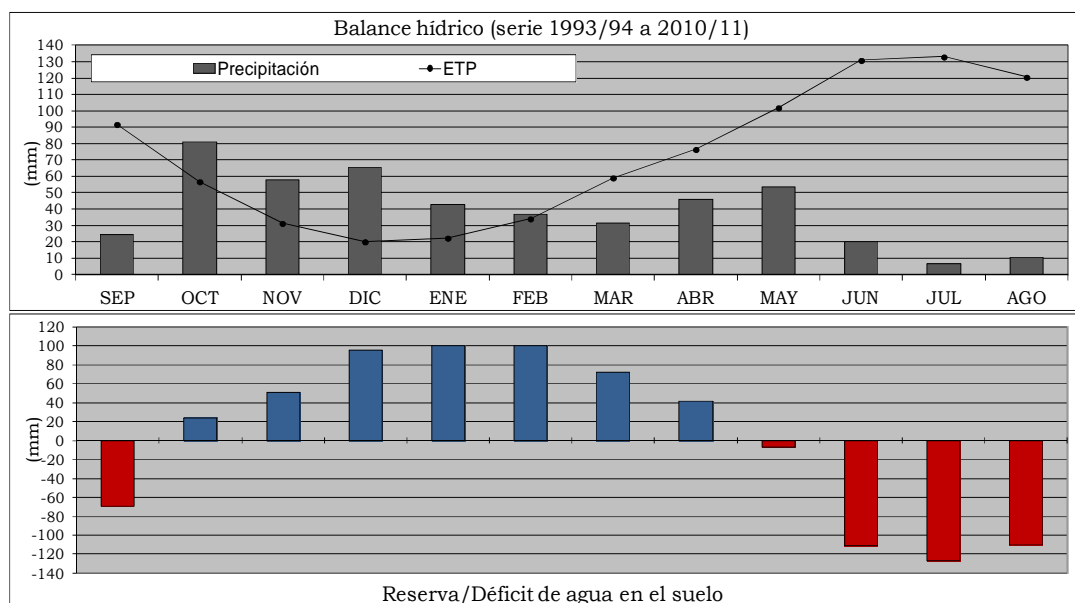


Figura 4. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la serie 1993/94-2010/11 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma serie.

Los balances hídricos calculados para cada año agrícola de la fase experimental se encuentran en el anexo. En todos ellos se mantiene el patrón general expuesto anteriormente, aunque las características meteorológicas concretas de cada año modifican los volúmenes de agua de la reserva. Por un lado, hay años en los que las abundantes precipitaciones de los meses de otoño e invierno provocan que la reserva del suelo se mantenga cargada hasta el mes de mayo, como es el caso de 1993/94, 1995/96, 1997/98, 1999/00, 2001/02, 2003/04 y 2006/07. En este sentido destacan las campañas de 1993/94, con una reserva hídrica al máximo de su capacidad durante 5 meses consecutivos (octubre a febrero); 1997/98, con la reserva máxima de noviembre a febrero; 200/01, con la reserva máxima de diciembre a marzo; y 2003/04, con reservas entre 80 y 100 mm de octubre a abril.

En el caso contrario sobresalen los años que presentan las precipitaciones más reducidas, como es el caso de 1994/95 (269 mm anuales), en el que el déficit hídrico se extiende desde marzo hasta octubre; 2004/2005 (253 mm), con déficit de marzo a septiembre; y especialmente 2007/08 (297 mm), en el que tan solo los meses de noviembre y abril presentan un ligero excedente de agua (7 y 12 mm respectivamente) y 1998/99 (276 mm), con sólo un mes con excedentes, enero, que apenas llegan a los 3 mm.

Todo ello resalta de nuevo la importancia de la extensión temporal de las series de datos meteorológicas, necesaria para cubrir la amplia variabilidad pluviométrica interanual que

presentan los ambientes mediterráneos y ofrecer resultados significativos y representativos de este clima.

4.2.3. Análisis de las precipitaciones máximas acumuladas en 24 horas

Con objeto de estimar los periodos de recurrencia de las precipitaciones máximas acumuladas en 24 horas registradas en la fase experimental 1993/94 a 2010/11, así como de comprobar su representatividad dentro de la serie histórica de la finca La Higuera (1948/49-2010/11), se ha realizado un análisis de frecuencia aplicando la ley de Gumbel para la distribución de valores extremos.

Este modelo de distribución ha sido empleado con buenos resultados en diversos trabajos realizados en España, como es el caso del estudio *“Las precipitaciones máximas en 24 horas y sus periodos de retorno en España. Un estudio por regiones”* llevado a cabo por el Instituto Nacional de Meteorología (INM, 1999).

Para la realización del ajuste, se dispuso de la serie de precipitaciones acumuladas en 24 horas (P_{24}) de la estación de la finca La Higuera para la serie de 62 años de duración de 1948-2011, así como de los datos análogos para el periodo experimental 1993-2011. Los resultados del análisis se presentan gráficamente en la figura 5, a partir de la cual, se pueden obtener los periodos de retorno para una precipitación P_{24} concreta y la probabilidad de que en un año dado se supere cierto valor de precipitación P_{24} .

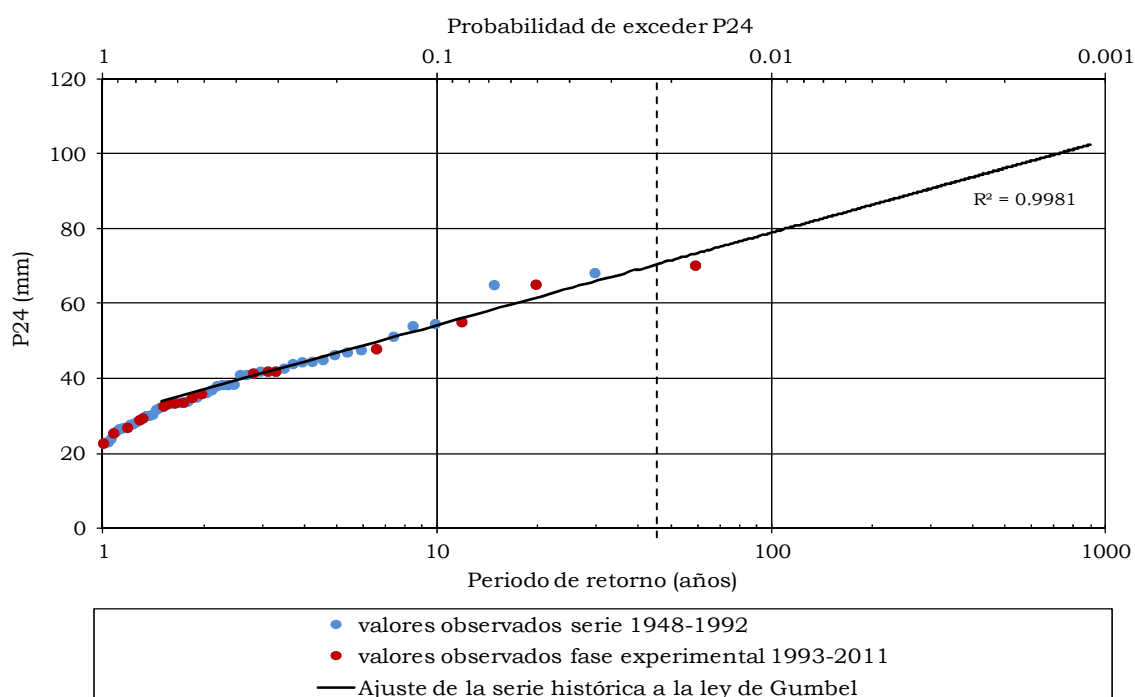


Figura 5. Análisis de la frecuencia de las precipitaciones máximas acumuladas en 24 horas (P_{24}) en el periodo 1948-2011. En el eje superior se indican los periodos de retorno para episodios con precipitaciones acumuladas en 24 horas P_{24} y en el eje inferior la probabilidad de que en un año dado se produzca una precipitación superior a P_{24} .

Los resultados muestran que las precipitaciones registradas durante el periodo experimental se distribuyen cubriendo el rango de variabilidad de la serie 1948-2011, confirmando que la serie de 18 años correspondiente al periodo de estudio resulta representativa de la serie total de 62 años. Así, durante este periodo experimental se han

registrado precipitaciones acumuladas de elevada frecuencia o periodos de retorno muy reducidos, y en el otro extremo, la máxima P_{24} de la serie (70.3 mm; fecha: 11/10/2008) con un periodo de retorno de 59 años.

4.2.4. Caracterización de los episodios de lluvia

El criterio para agrupar el registro continuo de precipitaciones procedente de los pluviógrafos en eventos o episodios de lluvia es la ausencia total de precipitación durante al menos 6 horas (Wischmeier y Smith, 1978). Siguiendo este criterio, se han contabilizado durante el periodo experimental un total de 1192 episodios de lluvia.

La figura 6 muestra la distribución de estos episodios en intervalos, en función de su precipitación acumulada (mm). Destacan claramente los episodios de baja y moderada precipitación, con una precipitación acumulada inferior a 5 mm, que representan el 59% del total (714 episodios). En segundo lugar, los episodios pertenecientes al intervalo entre 5 y 10 mm, que suman 231 y suponen un 19.4% del total.

Así mismo, se registraron 99 episodios entre 10 y 15 mm (8.3% del total anual), 74 entre 15 y 20 mm (6.2%), 24 entre 20 y 25 (2.0%), 23 entre 25 y 30 (1.9%), 10 entre 30 y 35 (0.8%) y 18 mayores de 35 mm (1.5%) (fig. 6).

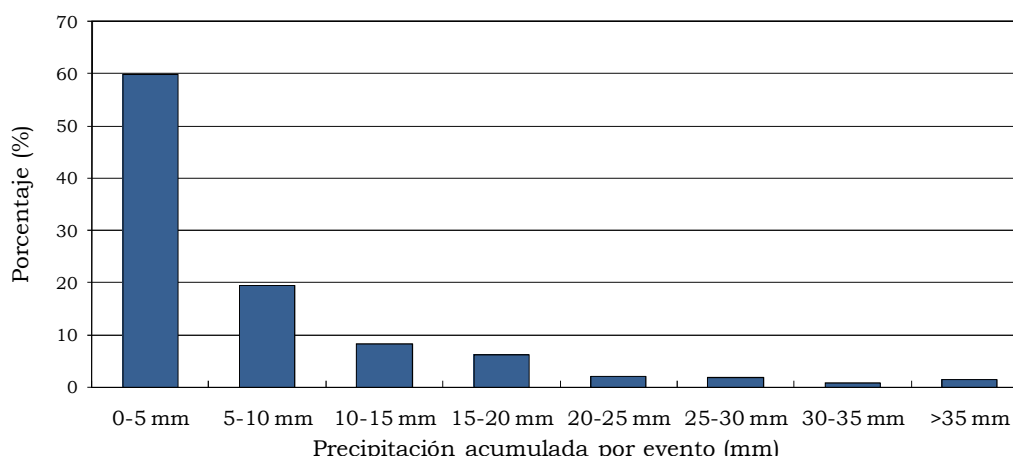


Figura 6. Distribución de los eventos de lluvia por rangos de precipitación acumulada (mm).

La distribución de los eventos en función de su duración (fig. 7) muestra que los más frecuentes son los de duración inferior a las 3 horas, que representan un 34.1% del total de episodios. Los intervalos de 3 a 6 horas y 6 a 12 horas muestran frecuencias muy similares, con 23.5% y 24.4% respectivamente. Por tanto, los episodios con una duración inferior a 12 horas representan el porcentaje mayoritario del total de episodios registrados, ascendiendo éste al 82%.

Los episodios de duración entre 12 y 24 horas suponen un 15.2% del total, y los de gran duración, superior a 24 horas, tan sólo suponen un 2.8% (fig. 7).

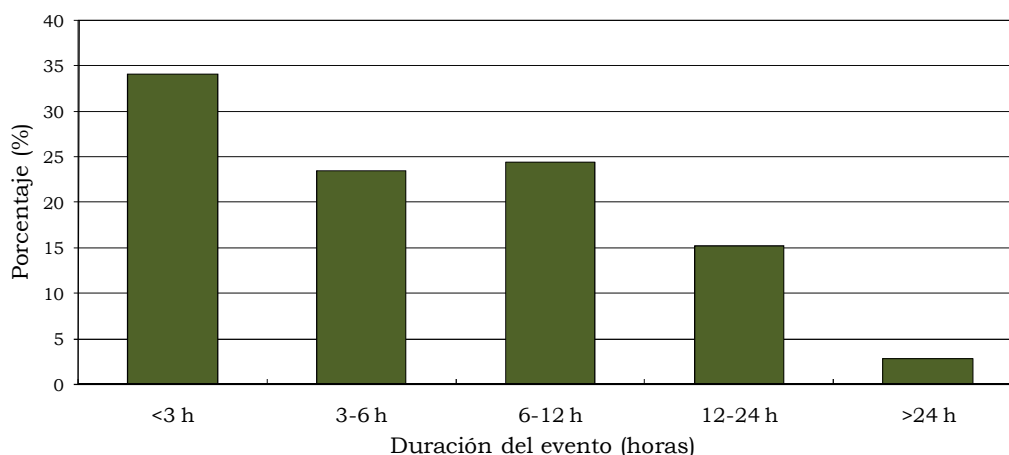


Figura 7. Distribución de los eventos de lluvia por rangos de duración (horas).

La intensidad de las precipitaciones fue calculada para diferentes periodos de tiempo en cada episodio de lluvia (I_{media} , I_{60} , I_{50} , I_{40} , I_{30} , I_{20} , I_{15} , I_{10} , I_5 , I_{inst}). Sin embargo, se analiza en este apartado la Intensidad máxima en 30 minutos (I_{30} en mm h^{-1}), dada la importancia que tiene esta variable como base de cálculo del factor erosividad de la lluvia (factor R) de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE, Wischmeier y Smith, 1978) y de su versión revisada (RUSLE, Renard *et al.*, 1997).

La figura 8 representa la distribución de los episodios registrados en el periodo experimental en función de su I_{30} (mm h^{-1}). Al igual que en el caso de la precipitación acumulada por evento, las clases mayoritarias son las correspondientes a lluvias de intensidades bajas o moderadas. Los episodios con una I_{30} inferior a 2 mm h^{-1} representan el 38.8% del total y los episodios con una I_{30} entre 2 y 4 mm h^{-1} suponen un 25.9%, sumando en conjunto un 67.4% de los episodios totales registrados en los 18 años.

El 35.3% de los episodios restantes se distribuyen de la siguiente forma: 14.6% tienen una I_{30} entre 4 y 6 mm h^{-1} ; 8.5% entre 6 y 8 mm h^{-1} ; 3.5% entre 8 y 10 mm h^{-1} ; 5.9% entre 10 y 15 mm h^{-1} ; 1.8% entre 15 y 20 mm h^{-1} ; y 1.4% con una I_{30} superior a 20 mm h^{-1} (fig. 8). En cuanto a los valores extremos de I_{30} , destaca el episodio del día 2 de julio de 2001, que registró una I_{30} de 81.4 mm h^{-1} , y los días 11 de octubre de 2008 y 17 de abril de 1997, con valores de 45.3 y 41.4 mm h^{-1} respectivamente.

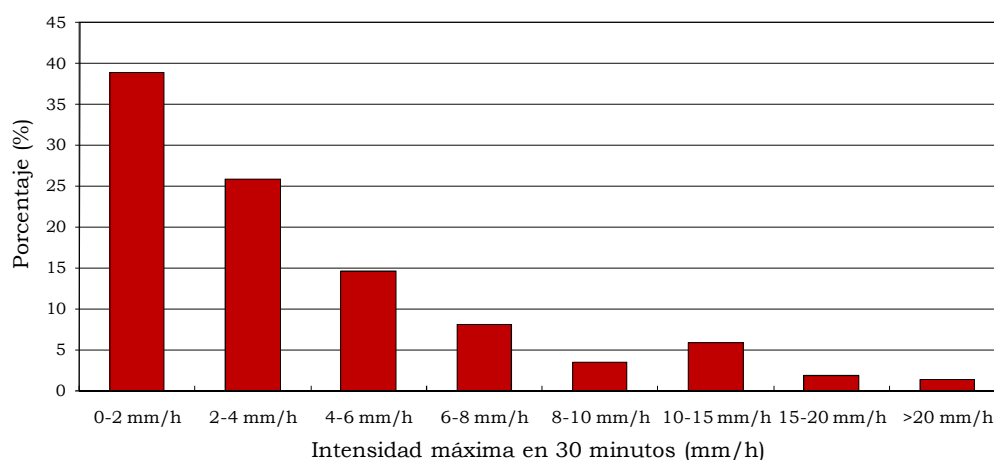


Figura 8. Distribución de los eventos de lluvia por rangos de intensidad máxima en 30 minutos I_{30} (mm h^{-1}).

Para estudiar la variabilidad de la precipitación total acumulada en los episodios de lluvia durante la fase experimental, se ha relacionado el número acumulado de episodios de lluvia (ordenados de menor a mayor precipitación) con las correspondientes cantidades acumuladas (Martín Vide, 1989). La representación gráfica de esta relación es una curva exponencial, cuyo grado de separación de la bisectriz o línea de equidistribución expresa la irregularidad (fig. 9). Como puede observarse en la figura, el 50% de los episodios de lluvia tan solo produce el 10% de la precipitación total, mientras que el 10% correspondiente a los eventos más lluviosos del periodo experimental es el responsable del 40% del volumen de lluvia acumulado.

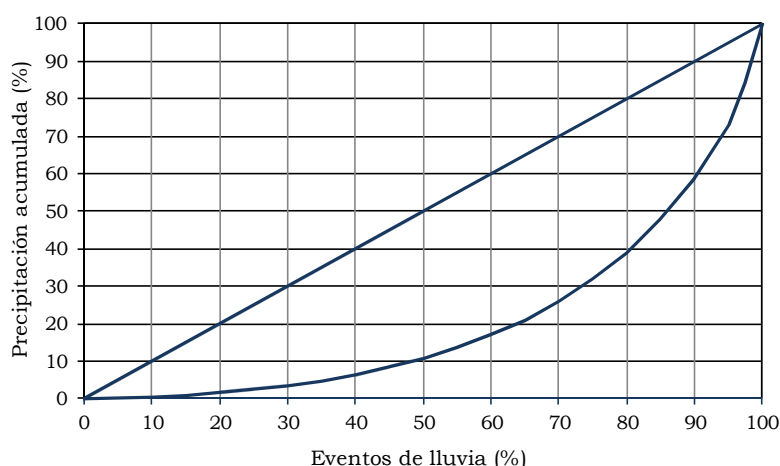


Figura 9. Relación entre la cantidad acumulada de precipitación (%) y el número de eventos (%).

4.2.5. Variabilidad estacional de las características de las precipitaciones

A la vista de los resultados expuestos en los apartados anteriores, es posible englobar las precipitaciones en dos tipos de escenarios, que además de diferir en las características de los episodios de lluvia, corresponden normalmente a estaciones diferentes.

El primer escenario lo constituyen las lluvias de carácter ciclónico propias de los meses de octubre a marzo, coincidiendo aproximadamente con las estaciones de otoño e invierno. Las características representativas de este tipo de episodios son: intensidad de lluvia moderada, larga duración y elevado volumen de lluvia acumulada. En consecuencia, el suelo durante esta temporada se encuentra generalmente muy húmedo, acercándose o llegando en muchas ocasiones al estado de saturación.

El segundo escenario corresponde a lluvias de carácter convectivo, que suelen producirse de forma generalizada durante los meses de abril a septiembre, coincidiendo con primavera y verano. Se trata de lluvias aisladas y de corta duración, que caen sobre suelo seco, no alcanzan generalmente una elevada cantidad de precipitación total, pero sí una gran intensidad.

Este último tipo de episodios ha sido considerado tradicionalmente el más interesante desde el punto de vista de la activación de los procesos erosivos (Imeson, 1990; De Ploey *et al.*, 1991; Ogden y Julien, 1993). Sin embargo, una precipitación de baja intensidad pero larga duración, como las descritas en el primer escenario, puede producir escorrentía por saturación del suelo y provocar mayores tasas de erosión que un evento intenso de corta duración (de acuerdo con Richer y Negendank, 1977 en Schnabel, 1998). Por otro lado, el análisis de los procesos de erosión en campos agrícolas requiere tener en cuenta la

variabilidad estacional de la cobertura del suelo. Más adelante, se evaluarán estos factores y se analizarán con detalle las consecuencias sobre las producciones de escorrentía y sedimentos de ambos modelos de precipitación (capítulo 5).

Las figuras 10 y 11 muestran la distribución de las precipitaciones para el periodo experimental 1993/94-2010/11, atendiendo a la precipitación acumulada por episodio de lluvia (fig. 10) y a la intensidad máxima en 30 minutos (I_{30} , fig. 11), en función de las clases descritas anteriormente: primavera-verano (abril a septiembre) y otoño-invierno (octubre a marzo). Ambas figuras reflejan que estas dos clases presentan precipitaciones de características completamente diferentes.

Referente al volumen de precipitación, la figura 10 refleja que las lluvias más cuantiosas suceden mayoritariamente en los meses de octubre a marzo. Así, el 83.3% de las precipitaciones registradas en los intervalos de 30-35 mm y >35 mm corresponden a este periodo.

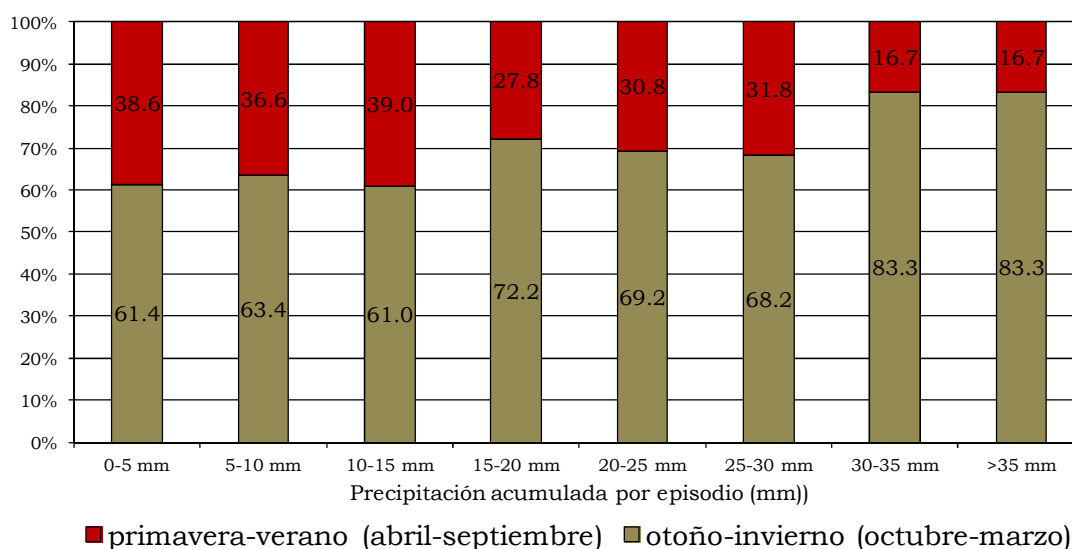


Figura 10. Distribución de las precipitaciones, agrupadas en intervalos en función del volumen de lluvia acumulada (mm), en las clases primavera-verano (meses de abril a septiembre) y otoño-invierno (meses de octubre a marzo). En el eje Y se representa el porcentaje que corresponde a cada una de las dos clases, del total de episodios registrados en el periodo experimental en cada intervalo de X. Por ejemplo, el 38.6% de los episodios de 0-5 mm tuvieron lugar en primavera-verano y el 61.4% en otoño-invierno.

Respecto a la I_{30} , la figura 11 muestra de una forma clara que los episodios de mayor intensidad de lluvia suceden fundamentalmente en el periodo de abril a septiembre. Así, en este periodo se registraron el 62% de los episodios con una I_{30} entre 15 a 20 mm h⁻¹ y el 70% de los episodios con una I_{30} superior a 20 mm h⁻¹ del periodo experimental completo. Mientras que por el contrario, en el periodo de octubre a marzo dominan las precipitaciones de intensidad baja y moderada, habiéndose registrado en estos meses el 67.3% de los episodios con $I_{30} < 2$ mm h⁻¹ y el 63.9% de los episodios del intervalo 2 a 4 mm h⁻¹.

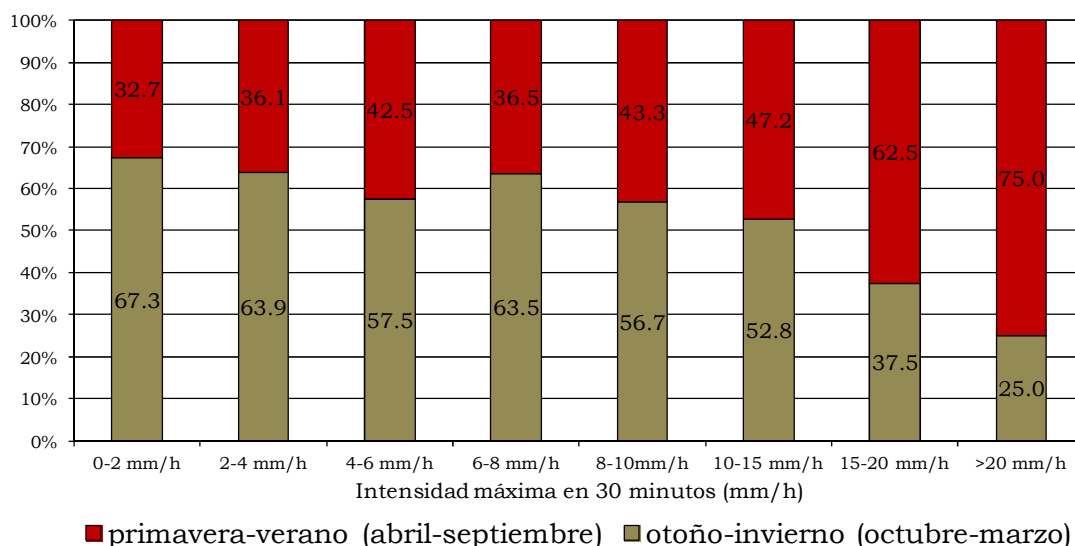


Figura 11. Distribución de las precipitaciones, agrupadas en intervalos en función de su intensidad máxima en 30 minutos (mm h^{-1}), entre las clases primavera-verano (meses de abril a septiembre) y otoño-invierno (meses de octubre a marzo). En el eje Y se representa el porcentaje que corresponde a cada una de las dos clases, del total de episodios registrados en el periodo experimental en cada intervalo de X. Por ejemplo, el 32.7% de los episodios de 0-2 mm h^{-1} tuvieron lugar en primavera-verano y el 67.3% en otoño-invierno.

4.2.6. Curvas Intensidad-Duración-Frecuencia

Otra forma de caracterizar las precipitaciones registradas durante la fase experimental es a través de las curvas de Intensidad-Duración-Frecuencia (IDF). Éstas se definen como las curvas resultantes de unir los puntos representativos de la intensidad media en intervalos de diferente duración y correspondientes todos ellos a una misma frecuencia o periodo de retorno (Témez, 1978).

Previo a la interpretación de estas curvas, es necesario realizar algunas consideraciones sobre las variables que se emplean para su construcción. En primer lugar, sobre el término duración conviene aclarar que éste no se refiere a la duración del episodio de lluvia, entendiendo como tal el tiempo transcurrido desde que se inicia hasta que se termina, sino a la duración del intervalo de tiempo en el que se evalúa la intensidad. Se trata pues, más que de una duración, de la dimensión de la ventana temporal en la que se evalúa la intensidad (Salas, 2004).

El término intensidad se refiere a la intensidad media, resultado de dividir la precipitación registrada en la ventana temporal definida (duración) por ese tiempo. Por tanto, no es un valor real, en el sentido de que la cifra obtenida no implica que durante la ventana de tiempo considerada, la intensidad real se haya mantenido constante (Salas, 2004). Por último, las precipitaciones que se emplean para obtener esas intensidades medias para las diferentes ventanas temporales, son las máximas anuales registradas para esa duración.

Para la construcción de las curvas, se disponen de los valores máximos de intensidad (obtenida como el cociente entre la máxima lluvia acumulada en un intervalo de tiempo o duración entre dicha duración) en cada año del periodo experimental 1993 a 2011. Mediante el método de Zorranquino (2004) (en Sánchez San Román, 2007), se calculan los parámetros de la función de distribución SQRT-MAX (*Square Root Exponential Type distribution of Maximum*, propuesta originalmente por Etoh *et al.* en 1986), y se obtienen los

valores de dicha función para los periodos de retorno deseados (5, 10, 25, 50, 100, 200 y 500 años).

La representación gráfica de estos valores, unidos trazando las curvas correspondientes a cada periodo de retorno, se presenta en la figura 12 para los datos de la fase experimental 1993-2011. Así por ejemplo, la figura muestra que las intensidades máximas I_{30} esperadas para un intervalo de 30 minutos de duración ascienden a 36.3, 48.1, 64.5, 78.1, 92.7, 108.3 y 130.6 mm h^{-1} para periodos de retorno de 5, 10, 25, 50, 100, 200 y 500 años respectivamente.

Este método se utilizará más adelante para estimar la frecuencia esperada de ocurrencia de lluvias singulares ocurridas durante la fase experimental, que destaquen por haber producido tasas de erosión o coeficientes de escorrentía particularmente elevados.

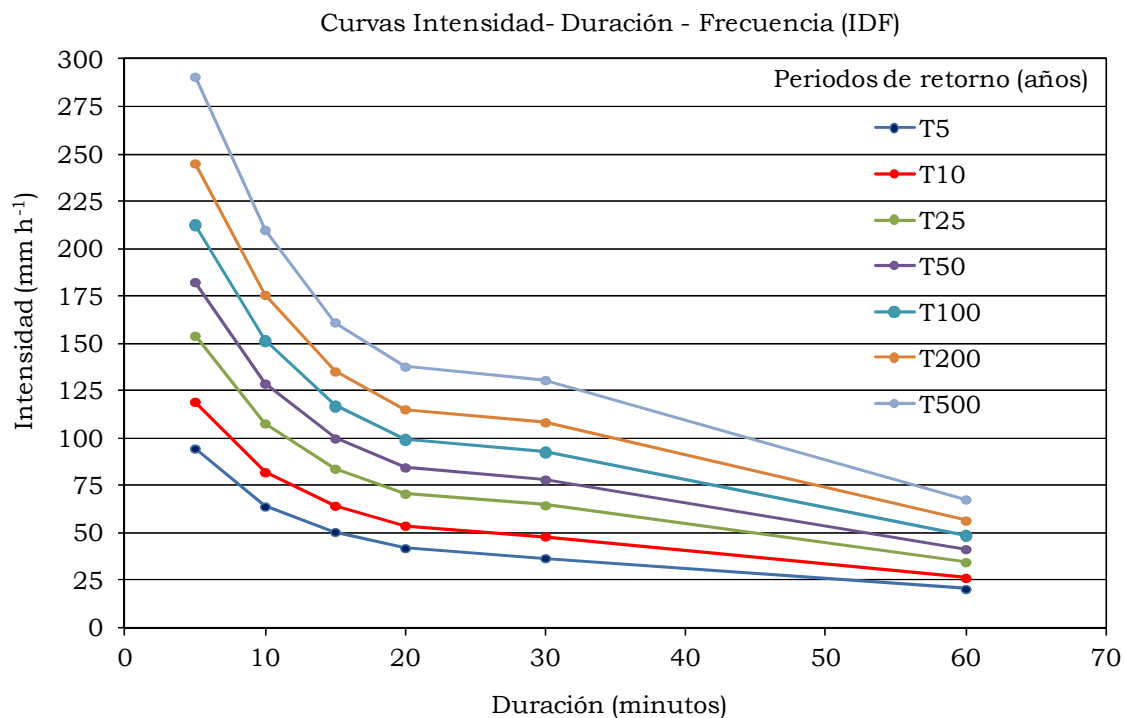


Figura 12. Curvas Intensidad-Duración-Frecuencia construidas a partir de las precipitaciones registradas durante la fase experimental 1993-2011.

4.3. ANÁLISIS DE LA EROSIVIDAD DE LA LLUVIA

La erosividad de la lluvia se define como su capacidad para producir erosión. Fue definida originalmente por Wischmeier (1959) y combina los efectos del impacto de la gota de agua sobre el suelo y los del flujo superficial o escorrentía en su transporte. A su vez, la capacidad erosiva del impacto de las gotas de lluvia depende de su carga de energía, que es función de la distribución de tamaños de gota y de la velocidad con la que impactan sobre el suelo (Hudson, 1971).

4.3.1. Los índices de erosividad

La cuantificación de la agresividad de la lluvia mediante un parámetro o índice constituye un problema que ha sido abordado durante años por los científicos que investigan los procesos de erosión del suelo asociados a las precipitaciones. Aunque existen numerosas aproximaciones con buenos resultados, la validez universal de éstas no parece asegurada, existiendo en la bibliografía conclusiones a favor y en contra. Por ello, la aplicación indiscriminada de índices y cálculos fuera de las condiciones originales de su formulación debe ser realizada con cautela (González Hidalgo, 1996).

Está ampliamente aceptado que la expresión más adecuada de la erosividad pluvial es un índice basado en la energía cinética de la lluvia, relación suficientemente demostrada por varios autores (por ej. Ellison, 1944; Bisal, 1960; Rose, 1960, en Hudson 1971). Por lo tanto, la erosividad de un episodio de lluvia es función de la masa y de la velocidad de las gotas, que a su vez dependen del diámetro. Bastaría con conocer la distribución diamétrica de un episodio de lluvia para poder estimar su energía cinética, pero el no disponer de relaciones fiables y de aplicabilidad generalizada para esta caracterización diamétrica ha propiciado que la energía cinética se haya evaluado de forma indirecta en función de alguna característica de la lluvia más fácilmente asequible, normalmente la intensidad (Roldán, 2005).

A partir de los trabajos de Laws y Parsons (1943) y Gunn y Kinzer (1949), Wischmeier y Smith (1958) determinaron la relación entre la energía cinética de la lluvia e_k y su intensidad I a través de una función semilogarítmica de expresión (1):

$$e_k = 11.87 + 8.73 \log_{10} I \quad (1)$$

donde e_k es la energía cinética por unidad de precipitación ($J m^{-2} mm^{-1}$) e I la intensidad de la lluvia ($mm h^{-1}$). Los valores de los parámetros de la ecuación, 11.87 y 8.73, no coinciden con los originales, ya que se presentan convertidos del Sistema Británico al Sistema Internacional (Foster *et al.*, 1981).

A partir de esta ecuación, que calcula la e_k para un tramo de lluvia de intensidad uniforme, se puede obtener la energía cinética total del episodio de lluvia E_k mediante la suma de las e_k parciales calculadas para los m tramos de lluvia de intensidad I_j y duración t_j mediante la ecuación (2):

$$E_k = \sum_{j=1}^n e_k (I_j t_j) = \{ \sum_{j=1}^n 11.87 + 8.73 \cdot \log_{10} I_j \cdot (I_j \cdot t_j) \} \quad (2)$$

Donde E_k es la energía cinética de un episodio de lluvia ($J m^{-2}$), I la intensidad de lluvia ($mm h^{-1}$) y t la duración (horas).

No obstante, en la bibliografía aparecen numerosas expresiones para el cálculo de la energía cinética de la lluvia a partir de su intensidad, así como diferentes ajustes de los parámetros de la función semilogarítmica anterior para diferentes regímenes pluviales. Roldán (2005) y Almorox (2010) recogen una amplia recopilación de estas expresiones. Cabría destacar, por un lado, el trabajo de Zanchi y Torri (1980) realizado en Italia, en el que ajustaron los parámetros de la ecuación de Wischmeier y Smith (1958) para las condiciones ambientales y regímenes de precipitación característicos de áreas mediterráneas, encontrando diferencias significativas con la ecuación original. Así mismo, destacan los trabajos de Roldán (2005, 2006), en los que se obtienen varias expresiones que permiten evaluar la energía cinética de la lluvia en función de su intensidad, a partir de datos de precipitación obtenidos en Madrid, y se proponen varias ecuaciones para estimar la energía cinética en función de algún parámetro más sencillo de obtener que la intensidad, como es la cantidad de precipitación diaria.

Así mismo, Wischmeier y Smith (1958) comprobaron que el mejor estimador de la pérdida de suelo por salpicadura, flujo superficial y en regueros era un parámetro compuesto por la energía cinética y la intensidad de la lluvia, y propusieron un índice de erosividad de la lluvia denominado EI_{30} (Wischmeier, 1959). Este índice sería más tarde incluido en la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (USLE, Wischmeier y Smith, 1978) como factor R y en la versión revisada de esta ecuación (RUSLE, Renard *et al.*, 1997), y sin duda ha sido el índice de erosividad de mayor aplicación a nivel internacional.

El índice EI_{30} es el producto la energía cinética total liberada por la precipitación (E_k) por el valor de la máxima intensidad de lluvia durante un periodo de 30 minutos (I_{30}). Su cálculo se realiza mediante el análisis de las bandas de registro continuo del pluviógrafo mediante la expresión (3):

$$EI_{30} = E_k \cdot I_{30} = \left\{ \sum_{j=1}^n 11.87 + 8.73 \cdot \log_{10} I_j \cdot (I_j \cdot t_j) \right\} \cdot I_{30} \quad (3)$$

Donde I_{30} es la intensidad máxima en 30 minutos (mm h^{-1}) y EI_{30} es la erosividad de la lluvia en $\text{J mm m}^{-2} \text{ h}^{-1}$; o realizando la conversión de unidades correspondiente (Foster *et al.*, 1981) (4):

$$EI_{30} = E_k \cdot I_{30} = \left\{ \sum_{j=1}^n 0.12 + 0.01 \cdot \log_{10} I_j (I_j t_j) \right\} \cdot I_{30} \quad (4)$$

Donde I_{30} es la intensidad máx. en 30 minutos (mm h^{-1}) y EI_{30} es la erosividad de la lluvia en $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

Para contrarrestar la probabilidad de sobreestimar las pérdidas de suelo por lluvias de alta intensidad utilizando este índice, Wischmeier y Smith (1978), basados entre otros en los trabajos de Carter (1974) y Hudson (1973), recomendaron utilizar un valor máximo de I_j de 76.2 mm h^{-1} para el cálculo de la energía cinética por unidad de lluvia y un valor máximo de 63.5 mm h^{-1} para el término I_{30} .

Estos mismos autores estimaron que el índice de erosividad EI_{30} llegaba a explicar entre el 72 y el 97% de la varianza obtenida en las pérdidas de suelo por eventos registradas en parcelas de control sobre 6 suelos diferentes mantenidos en condiciones de barbecho desnudo. Así mismo, analizaron la bondad de este índice para estimar valores medios anuales de pérdidas de suelo, a partir de la suma del EI_{30} de todos los eventos del año con precipitación superior a 12.7 mm , encontrando que explicaba hasta el 85% de la varianza de las pérdidas anuales medias obtenidas para una serie de 10 años en parcelas mantenidas en barbecho con laboreo; y para series de datos de mayor longitud y diferentes

tipos de cultivo, siempre obtuvieron ajustes con coeficientes de determinación entre $R^2=0.72$ y $R^2=0.85$.

Posteriormente, muchos investigadores han aplicado el índice EI_{30} en condiciones ambientales muy diferentes con resultados satisfactorios, entre otros Stocking y Elwell (1973) en Zimbabwe; Lo *et al.* (1983) en Hawaii; Nema *et al.* (1978) y Singh *et al.* (1983) en la India; Onchev (1983) en Bulgaria; Mikhailova *et al.* (1997) en Honduras o Hu *et al.* (2000) en Korea.

Sin embargo, también ha recibido numerosas críticas y han sido numerosos los autores que han propuesto índices alternativos. Por un lado, los que proponen índices de erosividad manteniendo la variable intensidad de la lluvia. En este sentido, Hudson (1965) propuso el índice $KE>25$ (*Kinetic Energy*), con dos diferencias fundamentales respecto al EI_{30} : considera un límite inferior de intensidad de la lluvia bajo el cual se asume que la erosión no se realiza (25 mm h^{-1}), y la suma de los valores de energía cinética no es multiplicada por el máximo de 30 minutos. Mas tarde, Morgan (1977) planteó un modelo con un umbral de intensidad mínima de lluvia de 10 mm h^{-1} (índice $KE>10$).

Por su parte Lal (1976) sugirió el índice AI_m , que no emplea valores de energía cinética y trata de recoger el efecto del tramo de lluvia más intenso estimado en 7.5 minutos (en González Hidalgo, 1996).

Por otro lado, derivado de la necesidad de calcular la erosividad de la lluvia a partir de registros pluviométricos más sencillos, ya que en la mayoría de los casos no es posible contar con series de datos con el nivel de precisión que exige el cálculo del índice EI_{30} , se han propuesto varios índices estimados a partir de volúmenes de precipitación. Además, diversos autores han puesto de manifiesto la importancia del efecto del volumen de lluvia en los procesos erosivos (por ej. Morgan, 1995 o Jayawardena y Rezaur, 2000).

Entre estos índices, los más conocidos son los de Fournier (1960), o su formulación modificada por Arnaldus (1977), y el propuesto por Oliver (1980), ambos calculados a partir de volúmenes pluviométricos mensuales y anuales. Aunque existe una amplia gama de estudios que relacionan la erosividad con la cantidad de lluvia y proponen este tipo de índices estimados en diferentes condiciones, por ejemplo Wischmeier (1974) en EEUU; Athesian (1974) en Hawaii; Morgan (1974) en Malasia; Arnoldus (1980) y Roose (1980) en África Occidental; Yu y Rosewell (1996) en Australia, Gabriels (1992) en áreas mediterráneas; Lal (1998) en Nigeria, Loureiro y Coutinho (2001) en Portugal; Diodato (2004) en Italia; Marco da Silva (2004) en Brasil o Mikos (2006) en Eslovenia. No obstante, muchos casos estos índices son utilizados a modo de estimadores indirectos de la erosividad de la lluvia como calculada por el índice EI_{30} . De hecho, generalmente la validación de los distintos algoritmos consiste en definir la bondad del ajuste de regresión entre los resultados a los que dan lugar y los obtenidos mediante el índice EI_{30} (De Alba, 1998).

Como ya se ha indicado, a partir del índice EI_{30} se obtiene el factor R, que determina la erosividad anual de la lluvia en la USLE (Wischmeier y Smith, 1978) y en la RUSLE (Renard *et al.*, 1997). El cálculo del factor R se realiza a través de la siguiente expresión (5):

$$R = \frac{\sum_{i=1}^j (EI_{30})_i}{N} \quad (5)$$

Donde EI_{30} es la erosividad de un episodio de lluvia i en $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, j es el número de episodios erosivos y N el número de años estudiados. Cuando N es igual a 1 el valor que se obtiene es el factor R para un año concreto.

Ambos modelos establecen que un episodio de lluvia es erosivo cuando la precipitación acumulada es superior a 12.7 mm, o bien cuando la precipitación es inferior a 12.7 mm, pero con al menos un pico de intensidad superior a 6.35 mm en 15 minutos, excluyendo del cálculo de este factor los episodios que no cumplen estos criterios.

En España han sido diversos los trabajos para estimar la erosividad de la lluvia. Entre ellos, los realizados por el antiguo ICONA, en los que se utilizan varios índices de erosividad a distintas escalas (ver De Alba, 1998), destacando la publicación “*Agresividad de la lluvia en España. Valores del factor R de la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo*” (ICONA, 1988), que cubrió toda la superficie nacional y dio lugar a la confección de mapas de isolíneas del factor de erosividad R (Wischmeier y Smith, 1978).

4.3.2. Erosividad de la lluvia en el periodo experimental

Con objeto de caracterizar la erosividad de las precipitaciones durante el periodo experimental se calcularon mediante el programa de análisis de pluviogramas *Pluvical.exe* (De Alba, 1998) diferentes índices derivados de la energía cinética y la intensidad de la lluvia y dos índices basados en los volúmenes pluviométricos (tabla 1).

El trabajo de De Alba (1998) incluye un amplio análisis de los resultados de los parámetros incluidos en la tabla para la serie de datos 1977 a 1997 del área de estudio. Sin embargo, en el presente trabajo sólo se analiza el índice de erosividad R de Wischmeier y Smith (1958), por ser el de mayor proyección y aceptación internacional y ser el único índice directamente aplicable en la USLE (Wischmeier y Smith, 1978) y versiones posteriores, por ej. la RUSLE (Renard *et al.*, 1997).

La figura 13 presenta gráficamente los valores de precipitación (mm) y erosividad acumulada R ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$) para cada campaña agrícola del periodo 1993/94 a 2010/11 (datos no disponibles para las campañas 2002/03 y 2003/04). En este caso, para el cálculo de la erosividad anual R se han tenido en cuenta todos los episodios registrados durante el año, sin tener en cuenta los criterios establecidos en los modelos USLE y RUSLE para la consideración de los episodios erosivos ($P > 12.7 \text{ mm}$ o $I_{15} > 6.35 \text{ mm h}^{-1}$).

Los resultados obtenidos muestran, en primer lugar, una elevada variabilidad interanual, con valores de erosividad acumulada que oscilan entre $154 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la campaña 2004/05 y $1101 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en 2000/01 (fig. 13).

La erosividad media de la serie es de $561 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Sin embargo, en el trabajo “*Mapa de estados erosivos de la Cuenca del Tajo*” (ICONA, 1987) se obtiene, por interpolación del mapa de isolíneas del factor R, un valor medio anual de $950\text{-}1000 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Mientras que en el estudio “*Agresividad de la lluvia en España. Valores del factor R de la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo*”, a la estación meteorológica de Santa Olalla (Finca La Higuera desde 1977) se le asigna un valor R de $770 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Por tanto, los valores de R obtenidos en el presente trabajo resultan ser inferiores a estos últimos (ICONA, 1987, 1988) en un 40.9% y en un 27.1%.

Por otro lado, se observa una amplia variabilidad en la relación entre la precipitación anual y la erosividad acumulada, que pone de manifiesto la importancia del efecto de la intensidad de lluvia en el cálculo de la erosividad. En este sentido destacan por ejemplo las campañas 1997/98 y 2006/07, que muestran una precipitación total muy similar, 624 y 636 mm respectivamente, y sin embargo, el valor de la erosividad de 1997/98 ($530 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$) es prácticamente la mitad que la de 2006/07 ($890 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Algo similar

ocurre en las campañas 1999/00 y 2010/11, con 454 y 437 mm de precipitación total anual y 297 y 663 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ de erosividad acumulada respectivamente, de manera que la erosividad de 1999/00 tan sólo representa un 44% de la acumulada en 2010/11.

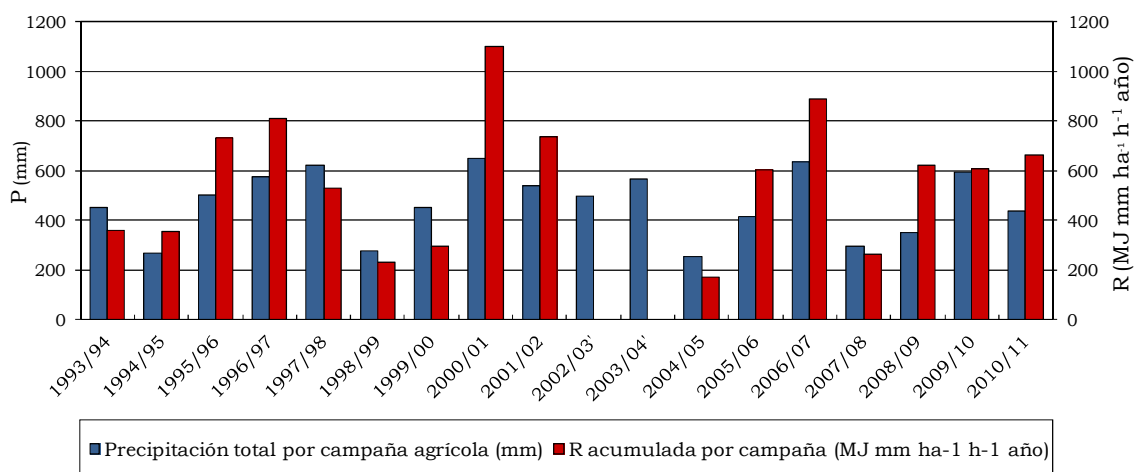


Figura 13. Valores de precipitación (mm) y erosividad acumulada (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹) para cada campaña agrícola del periodo 1993/94 a 2010/11. Por diferentes inconvenientes con los equipos de medida, no se dispone de la erosividad total acumulada para las campañas 2002/03 y 2003/04.

4.3.3. Correspondencia entre el índice de erosividad R y la precipitación

Para el análisis de la correspondencia entre la precipitación P y el índice de erosividad R (Wischmeier y Smith, 1958) se han llevado a cabo análisis estadísticos de correlación y de regresión lineal entre ambas variables. Dichos análisis se han realizado a nivel de campaña y de episodios de lluvia.

En primer lugar, tanto el análisis de correlación como el de regresión realizados con los valores anuales de P y R de las 18 campañas agrícolas muestran resultados estadísticamente significativos al nivel $p < 0.001$ (se incluyen las campañas 2002/03 y 2003/04, introduciendo el valor de R acumulada en el periodo disponible y la P correspondiente al mismo periodo). La R^2 obtenida en la regresión lineal entre la precipitación anual (P_t) y la erosividad anual (R_t) explica el 70% de la varianza observada ($R^2 = 0.70$), con la siguiente recta de regresión (6):

$$R_t = 1.58 \cdot P_t - 170.41 \quad (6)$$

Sin embargo, el error estándar de estimación de la erosividad asciende a 159.51 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹, que equivale al 28% de la erosividad media anual de la serie (561 mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹). En la figura 14 se representa la recta de regresión (6) así como los respectivos datos para las 18 campañas analizadas.

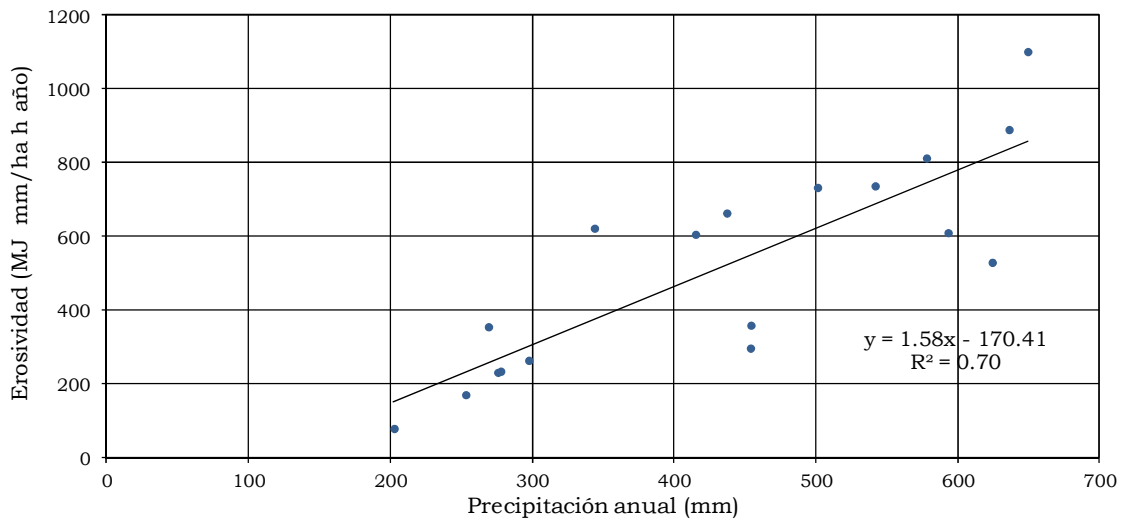


Figura 14. Análisis de regresión entre la precipitación anual (P_i) y la erosividad anual (R_i).

El análisis de los valores de erosividad R obtenidos para los episodios de lluvia muestra una correlación estadísticamente significativa al nivel $p < 0.001$ con la precipitación P_e , con un coeficiente de correlación de 0.65, algo inferior respecto a la correlación entre valores anuales. Sin embargo, el análisis de regresión (ec. 7), a pesar de resultar significativo ($p < 0.001$), presenta un coeficiente de determinación muy reducido $R^2 = 0.35$.

$$R_e = 2.30 \cdot P_e - 7.98 \quad (7)$$

Donde P_e es la precipitación registrada para cada episodio de lluvia (mm) y R_e la erosividad por episodio ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

La figura 15 muestra la recta de regresión (7) y los respectivos datos para los 870 episodios de lluvia analizados. El error estándar de estimación de la erosividad también es elevado en este caso ($29.86 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Más aún, los errores de las estimaciones se disparan para valores elevados de erosividad. En la figura 15 se puede observar como para los dos episodios de mayor erosividad del periodo experimental, sucedidos los días 2 de julio de 2001 y 11 de octubre de 2008, la erosividad estimada resulta ser en torno a ocho y tres veces respectivamente menor que la observada.

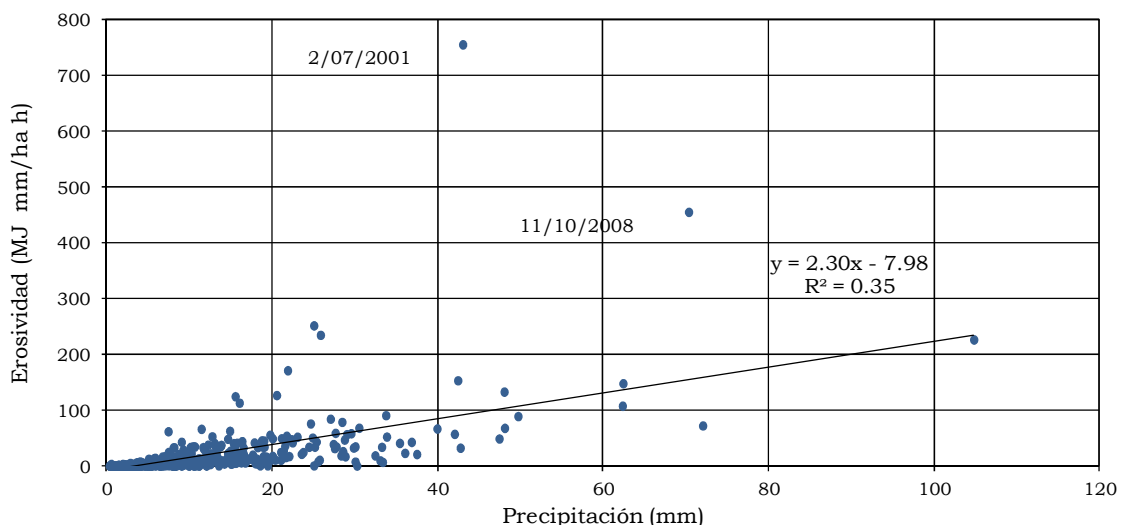


Figura 15. Análisis de regresión entre la precipitación por episodio (P_e) y la erosividad por episodio (R_e).

En la figura 16 se muestran los resultados del análisis de correspondencia entre los residuos (diferencia entre los valores calculados a partir de los pluviogramas R_p y los estimados a partir de la precipitación mediante la ecuación 6 R_e) y los valores de erosividad obtenidos directamente a partir de los pluviogramas (R_p). Tal como se puede observar, existe una correlación directa entre los residuos y los valores observados, que indica que el error de las predicciones realizadas a partir de los registros de precipitación (ec. 6) aumenta conforme lo hace el valor R_p .

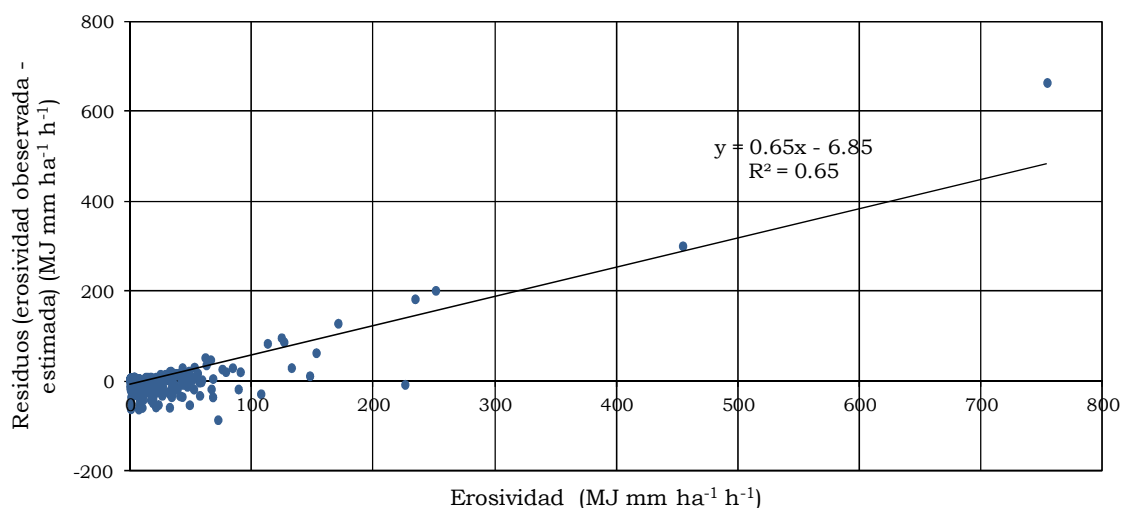


Figura 4. Correspondencia entre los errores de estimación del índice de erosividad R_e calculado a partir de la precipitación total del episodio de lluvia (ecuación 6) y el valor R_p obtenido directamente a partir del análisis del pluviograma del episodio.

Un análisis más detallado de la correlación entre la erosividad de la lluvia y las producciones de escorrentía y sedimento de las parcelas experimentales serán objeto de posteriores apartados.

4.3.4. Distribución mensual de la erosividad de lluvia

La figura 17 muestra la distribución de la erosividad de la lluvia a lo largo del año, con la representación del porcentaje medio que supone cada mes respecto de la erosividad total acumulada en el año. En ella, se observa una distribución heterogénea, con dos periodos que concentran la mayoría de la erosividad anual. El primero de ellos se da en los meses de octubre y noviembre, con el 36% de la erosividad anual. Destaca octubre, que supone el 64% de este periodo y más del 20% del total del año. El segundo periodo lo constituyen los meses de abril y mayo, que concentran el 21% de la erosividad anual.

No obstante, los elevados porcentajes de erosividad de ambos periodos responden en gran medida a sus elevadas precipitaciones acumuladas (octubre y noviembre suman un 29% de la precipitación total anual y abril y mayo un 21%). Para tratar de evaluar la erosividad mensual de las precipitaciones sin penalizar los meses que presentan un reducido volumen de precipitación, se calculó la erosividad por milímetro de lluvia (fig. 18), dividiendo la erosividad total mensual ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1}$) entre la precipitación mensual (mm). De este modo, los resultados indican que la capacidad erosiva por mm de lluvia de los episodios de julio es 4 veces superior a la de los episodios del resto del año, tal y como se puede observar en la figura 18. Después de julio, las precipitaciones de agosto, junio y septiembre muestran la mayor erosividad por milímetro de lluvia. Si bien, esta agresividad pluvial quedaba

enmascarada en la figura 17 por la escasez de precipitación que presentan estos meses (entre los 4 meses tan sólo acumulan un 11% del total anual). Estos eventos de lluvia de gran intensidad presentan una gran erosividad debido a la energía cinética de la precipitación (Morgan, 1986).

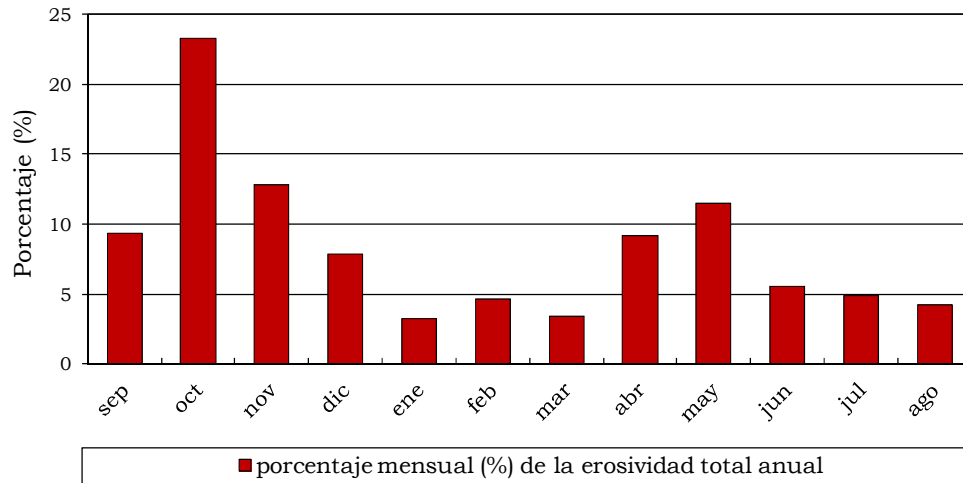


Figura 17. Distribución mensual de la erosividad de lluvia anual.

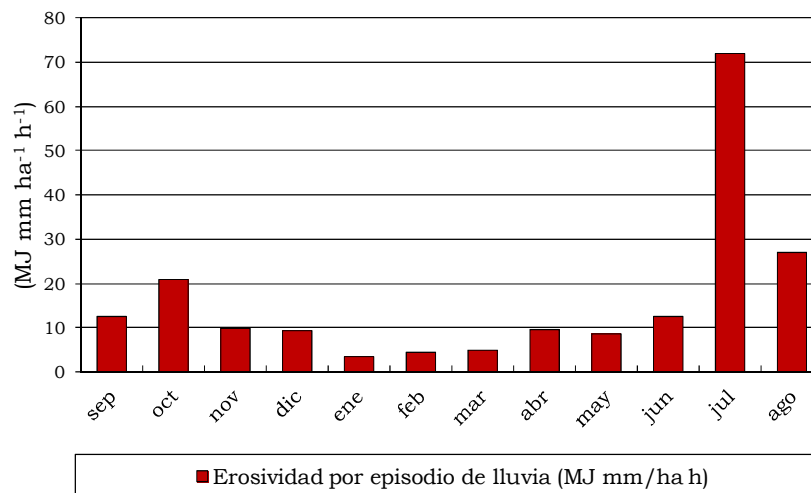


Figura 18. Erosividad media mensual por milímetro de lluvia.

4.4. CONCLUSIONES

A modo de conclusiones generales sobre la caracterización de las precipitaciones se puede destacar:

- La distribución anual de las precipitaciones de la serie 1993/94 a 2010/11 se caracterizó por presentar una acusada variabilidad (coeficiente de variación del 30%), lo que constituye una característica inherente del clima Mediterráneo. La precipitación anual media de la serie fue de 466 mm, con un mínimo en la campaña 2004/05 (253 mm) y un máximo en 2000/01 (649 mm).
- La distribución de la lluvia a lo largo del año también presentó una marcada irregularidad. Los periodos lluviosos se concentraron en los meses de octubre a diciembre (43% de la precipitación total anual) y abril y mayo (21%), mientras que los meses de junio a agosto apenas registraron precipitaciones (7%).
- El balance hídrico del suelo respondió al patrón anterior de distribución de las precipitaciones. En general, la reserva de agua del suelo se encuentra cargada durante el periodo octubre-abril, con los valores máximos en diciembre, enero y febrero, y presenta un déficit hídrico que abarca los meses de mayo a septiembre, con mínimos en julio y agosto.
- El análisis de frecuencia de las precipitaciones máximas acumuladas en 24 horas reveló que la serie experimental 1993/94-2010/11 cubre un amplio rango de periodos de retorno, que incluye desde precipitaciones de elevada frecuencia con periodos de retorno inferiores a un año, hasta precipitaciones con un periodo de retorno de 59 años.
- La mayoría de los episodios de lluvia que tuvieron lugar en el periodo experimental fueron de precipitación baja y moderada (el 78.4% no superaron los 10 mm), duración inferior a 12 horas (82% del total), e intensidad de lluvia I_{30} inferior a 4 mm h⁻¹ (67.4% del total). En el otro extremo, el 4.2% de los episodios acumuló una precipitación superior a 20 mm y en el 3.2% se registró una I_{30} superior a 15 mm h⁻¹.
- Las características de las precipitaciones presentaron un carácter estacional. En otoño e invierno, predominaron los episodios de intensidad de lluvia moderada, larga duración y elevado volumen de lluvia acumulada. Mientras que en primavera y verano, los episodios tendieron a acumular un volumen de precipitación inferior y destacaron por su elevada intensidad de lluvia.

Con respecto a la erosividad de la lluvia calculada con el factor R (Wischmeier y Smith, 1978), las conclusiones más relevantes fueron:

- La serie de datos del periodo experimental presentó una gran variabilidad interanual en la erosividad de la lluvia, con un coeficiente de variación que ascendió al 47%. El valor medio de la serie fue de 561 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹, con el mínimo de 154 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ en la campaña 2004/05 y el máximo de 1101 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ en 2000/01.
- Los resultados pusieron de manifiesto que no es posible realizar una estimación ajustada de la erosividad a partir de la precipitación total, ni a nivel anual ni de episodio de lluvia. En ambos casos se obtuvieron regresiones significativas, pero con elevados errores en la estimación. Especialmente en el análisis de los episodios de lluvia, el error en la estimación aumentó conforme lo hizo el valor de erosividad registrada, de manera que los errores se dispararon para los episodios que registraron los máximos valores de erosividad en la serie experimental.

- La erosividad de las precipitaciones presentó una elevada variabilidad estacional con dos momentos de máxima intensidad. El primero de ellos, en los meses de octubre y noviembre, que representan el 36% de la erosividad total anual, y el segundo en abril y mayo, que suponen el 21% de la erosividad anual. No obstante, analizando la erosividad de las precipitaciones por mm de lluvia, se detectó que los episodios del mes de julio presentaron la máxima capacidad erosiva del año, con valores que cuadruplicaron los obtenidos para el resto de los meses del año.

Por último, teniendo en cuenta que las características de la lluvia se consideran un factor condicionante de los procesos de erosión hídrica, la calidad de las series de datos pluviométricas en estudios que analizan estos procesos y las relaciones entre las variables meteorológicas y la producción de sedimentos y escorrentía es muy importante. En ambientes climáticos mediterráneos, esta calidad, unida al nivel de detalle de los datos es particularmente relevante, ya que tanto las precipitaciones como los procesos erosivos asociados se caracterizan por presentar una extremada irregularidad tanto interanual como a lo largo del año. Así mismo, esta variabilidad hace que la obtención de una serie de datos representativa requiera grandes periodos de observación. Por esta razón, series temporales cortas o sin datos pluviométricos detallados pueden resultar de poca utilidad y llevar a conclusiones erróneas acerca de los procesos relacionados con la erosión hídrica en este tipo de ambientes.

**5. ESTUDIO DE LAS RESPUESTAS
HIDROLÓGICA Y EROSIVA EN
DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS
EN PARCELAS TIPO USLE**

En este capítulo se exponen y analizan los resultados obtenidos en las parcelas de erosión tipo USLE instaladas en el campo experimental La Higuera relativa a la respuesta hidrológica y erosiva del suelo en el periodo experimental 1993/94 a 2009/10.

Se comienza con una revisión general sobre el estudio de los procesos de erosión hídrica con parcelas experimentales (apdo. 5.1). A continuación, en el apartado 5.2 de material y métodos, se describe detalladamente el diseño de las parcelas, la metodología empleada para el muestreo y análisis de la escorrentía y los sedimentos y los usos y manejos aplicados en las parcelas en las sucesivas campañas agrícolas.

En el apartado 5.3 se presentan los resultados obtenidos en las parcelas, incluyendo los episodios de lluvia con generación de escorrentía, los coeficientes de escorrentía y las tasas de erosión registradas en cada una de las campañas 1993/94 a 2009/10. Así mismo, se expone una síntesis sobre resultados de otros estudios llevados a cabo con parcelas experimentales en ambientes Mediterráneos y se realiza una comparación con los resultados obtenidos en La Higuera.

Los apartados 5.4 a 5.9 se dedican a la revisión de los principales factores que intervienen en las respuestas hidrológica y erosiva del suelo y al análisis de la influencia de dichos factores en los resultados obtenidos en las parcelas experimentales. Los factores considerados han sido: el manejo (apdo. 5.4), la humedad antecedente del suelo (apdo. 5.5), la intensidad de lluvia (apdo. 5.6), la distribución y características de las precipitaciones (apdo. 5.7), el recubrimiento superficial (apdo. 5.8) y el laboreo (apdo. 5.9).

Por último, en el apartado 5.10 se incluyen las conclusiones más relevantes sobre los diferentes aspectos tratados a lo largo del capítulo.

5.1. ESTUDIO DE LA EROSIÓN HÍDRICA EN PARCELAS EXPERIMENTALES

Uno de los recursos más extendidos para obtener información hidrológica y geomorfológica de cierto valor comparativo, lo constituye la parcela experimental (López Bermúdez *et al.*, 1993). Las parcelas experimentales son esencialmente instrumentos de campo que permiten medir la producción de escorrentía y sedimentos en una superficie de terreno delimitada, de la que se conoce con detalle, dependiendo de los objetivos de la investigación, sus características edáficas, topográficas y morfológicas, y aquellas relativas al estado de la vegetación, recubrimiento del suelo, sistemas de manejo aplicados, historia de los usos del suelo, etc. (De Alba, 1997).

La utilización de parcelas permite obtener un registro dinámico de los procesos erosivos, así como de los distintos factores que los condicionan, de tal forma que, además de estudiar los mecanismos básicos de estos procesos, se pueden relacionar las producciones de escorrentía y sedimentos con variables tales como las características de la lluvia, las propiedades superficiales del suelo, etc. (Hudson, 1973; De Ploey y Gabriels, 1984, en De Alba, 1998).

El objetivo principal del uso de parcelas experimentales en estudios sobre erosión hídrica es obtener información cuantitativa sobre la pérdida de suelo y la producción de escorrentía. Si bien, en función de los propósitos de la investigación, se pueden abordar objetivos más concretos, entre otros (Hudson, 1957; Gregory y Walling, 1973; Morgan, 1986; Mutchler *et al.*, 1988; Bryan, 1991; López Bermúdez *et al.*, 1993; Albaladejo, 1995; De Alba, 1998): a) identificar umbrales en el volumen e intensidad de precipitación para la generación de

escorrentía y sedimentos b) estudiar procesos hidrológicos, como la variabilidad espacial de la tasa de infiltración o las características de la generación de escorrentía, c) comparar la respuesta hidrológica y erosiva de suelos sometidos a diferentes cultivos, rotaciones, técnicas de laboreo y prácticas de conservación, d) contrastar el efecto de diferentes factores topográficos (pendiente, exposición, longitud de la ladera), de la pedregosidad o de la estructura y densidad de la cubierta vegetal sobre la pérdida de suelo y el funcionamiento de la escorrentía, y e) aportar información básica para el funcionamiento y validación de modelos de erosión.

Las primeras investigaciones cuantitativas sobre escorrentía superficial, producción de sedimentos y pérdida de suelo fueron realizadas en EEUU por el *Forest Service* en 1915, seguidos por los de Miller en 1917, que desembocaron en 1923 en los primeros resultados publicados sobre experimentos en parcelas. Este tipo de estudios recibe un gran impulso con la creación del *Soil Conservation Service*, que permitió establecer entre 1928 y 1933 una red de diez estaciones experimentales en el campo, ampliada poco después a cuarenta y cuatro (de acuerdo con López Bermúdez *et al.*, 1993).

En España, surge en 1955 el Servicio Central de Conservación de Suelos, que bajo la dirección de C. Roquero, inició en 1959 la construcción de una serie de parcelas experimentales siguiendo el modelo americano en las provincias de Madrid, Toledo, Valladolid, Córdoba y Almería. Sin embargo, por diversas circunstancias administrativas el seguimiento de estas parcelas se vio interrumpido en 1967, perdiéndose la mayor parte de los datos obtenidos (Díaz-Fierros y Rubio, 1992). A pesar de estos tempranos comienzos, hay que esperar hasta mediados de los años ochenta en los que se inician diversos proyectos de investigación con el objetivo de cuantificar los procesos erosivos en España. Así, en el año 1993, el trabajo de López Bermúdez *et al.* (1993) cita ya más de 24 grupos de investigación españoles con instalaciones de campo destinadas a estudiar la producción de escorrentía y sedimentos bajo diferentes condiciones ambientales.

Es importante destacar el diseño y puesta en marcha en 1995 de la Red de Estaciones Experimentales de Seguimiento y Evaluación de la Erosión y la Desertificación (RESEL) en el marco del Proyecto LUCDEME (Lucha contra la Desertificación en el Mediterráneo) del Ministerio de medio Ambiente (Rojo Serrano y Sánchez Fuster, 1997). Los objetivos de la red RESEL son (Rojo Serrano, 2008): a) avanzar en el conocimiento riguroso de los complejos procesos que caracterizan la desertificación, b) proporcionar una plataforma para facilitar la homologación de los métodos de medición de campo y de almacenamiento, tratamiento y explotación de los datos sobre desertificación en nuestro país, c) establecer un banco de datos sobre procesos hidrológicos y erosivos de nuestro país accesible a cualquier investigador o gestor interesado, d) proporcionar bases sólidas, fundadas sobre datos reales, para el diseño de acciones preventivas y planes de uso y gestión en áreas sensibles a la desertificación, e) ensayar técnicas de repoblación y revegetación y evaluar su repercusión en el balance hídrico, ciclo de erosión y calidad del agua, y f) proporcionar una plataforma para facilitar el establecimiento y calibración de modelos de simulación de los procesos de desertificación y su gestión adaptados a las condiciones mediterráneas. La consecución de estos objetivos requiere contar con un periodo de tiempo dilatado, no obstante algunos aspectos parciales se pueden considerar alcanzados en la primera fase de funcionamiento de la Red (1995-2005).

En 2008 la RESEL contaba con 42 estaciones experimentales operativas distribuidas por la geografía española tal y como muestra la figura 1. Es importante señalar que la estación de la finca La Higuera, en la que ha sido realizado el trabajo experimental de esta Tesis, es la única del conjunto de estaciones experimentales que evalúa diferentes usos y manejos representativos de las explotaciones de agricultura extensiva de cultivos herbáceos de

secano, características de toda la región central peninsular y en general de gran parte de la región mediterránea del sur de Europa.

Las características de las parcelas y su equipamiento condicionan el valor de la información obtenida y la interpretación de los resultados. De acuerdo con De Alba (1997) se pueden destacar:

a) El límite de las parcelas

Atendiendo a la naturaleza del límite se pueden diferenciar dos tipos básicos de parcelas: abiertas o cerradas. Las parcelas cerradas están delimitadas exteriormente por una barrera artificial que puede construirse de diferentes materiales y cumple dos objetivos fundamentales: delimitar con exactitud una superficie concreta e impedir la entrada o salida de escorrentía y sedimentos en la parcela, de manera que ésta queda aislada del resto de la ladera.

La instalación de límites de parcela artificiales facilita la realización de diseños experimentales con replicación de parcelas, así como la comparación entre resultados, ya que éstas pueden ser copias exactas en cuanto tamaño y forma. Sin embargo, supone una serie de implicaciones a tener en cuenta, como la inevitable alteración de la superficie del suelo durante la construcción del límite y el conjunto de interferencias en el comportamiento hidrológico de la parcela al que da lugar la mera presencia física de los límites artificiales, denominado “efecto borde”. La importancia de este efecto sobre las medidas de producción de escorrentía y sedimentos se reduce conforme aumenta el tamaño de las parcelas, ya que disminuye el porcentaje de la superficie de drenaje en contacto con el límite.

En el caso de las parcelas experimentales de La Higuera, se trata de minimizar el “efecto borde” mediante la instalación del límite paralelo a la dirección de los surcos y por la parte alta de los caballones.

Las parcelas abiertas quedan delimitadas por barreras naturales que constituyen verdaderas divisorias de aguas, a modo de microcuencas. La principal ventaja de este tipo de parcelas es que no alteran la circulación del agua y apenas remueven el suelo. Sin embargo, las principales limitaciones son la dificultad para delimitar con precisión la superficie real de drenaje y el hecho de que resulta imposible replicar parcelas abiertas idénticas en cuanto a forma y tamaño, lo que también limita la posibilidad de hacer comparaciones entre parcelas.

Un caso intermedio entre los tipos de sistemas abiertos y cerrados los constituyen las parcelas experimentales en campos agrícolas en las que se retiran los límites de las parcelas para realizar las labores con los aperos de cultivo y se vuelven a reinstalar posteriormente, como es el caso de las parcelas empleadas en el presente trabajo (fotos 1 a 4). En este caso, si bien los flujos superficiales de ladera de escorrentía y sedimentos se interrumpen artificialmente mediante el límite de la parcela, las labores periódicas suponen un cierto intercambio de suelo con las zonas colindantes, una homogeneización de la capa de labor y una reconstrucción total de algunas características superficiales del suelo, tales como la macroestructura, macroporosidad, compactación, microtopografía, etc.



Fotos 1 a 4. Imágenes de la retirada de los límites artificiales de las parcelas para la realización de las labores agrícolas con maquinaria convencional en el campo experimental La Higuera.

b) El tamaño de las parcelas

Los objetivos del estudio condicionan el tamaño de las parcelas experimentales a utilizar, ya que los distintos procesos erosivos ocurren a diferentes escalas espaciales (Lal, 1990; Evans, 1993, en De Alba, 1998). Por otro lado, la elección del tamaño de la parcela depende de los recursos financieros y del personal disponible, de manera que se asegure el funcionamiento de la instalación, de las características de las precipitaciones de la zona de estudio y del estado de conocimiento del problema.

Existe una gama extensísima de tamaños, que puede agruparse de forma general en tres grupos: microparcels (superficie inferior a 10 m²), adecuadas para la investigación detallada de aspectos básicos de los procesos erosivos, parcelas de tamaño medio (superficie menor de 200m²) y parcelas de gran tamaño (superficie mayor de 200 m²). El grupo más extendido es el de las parcelas de tamaño medio, al que pertenecen las parcelas que sirvieron para calibrar la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE, Wischmeier y Smith, 1978), conocidas como “parcelas USLE” (22.1x1.8 m; 40.5 m²).

En el capítulo 7 se aborda con detalle este tema y se analiza el efecto del tamaño de la parcela sobre las producciones de escorrentía y sedimentos registradas en el campo experimental.

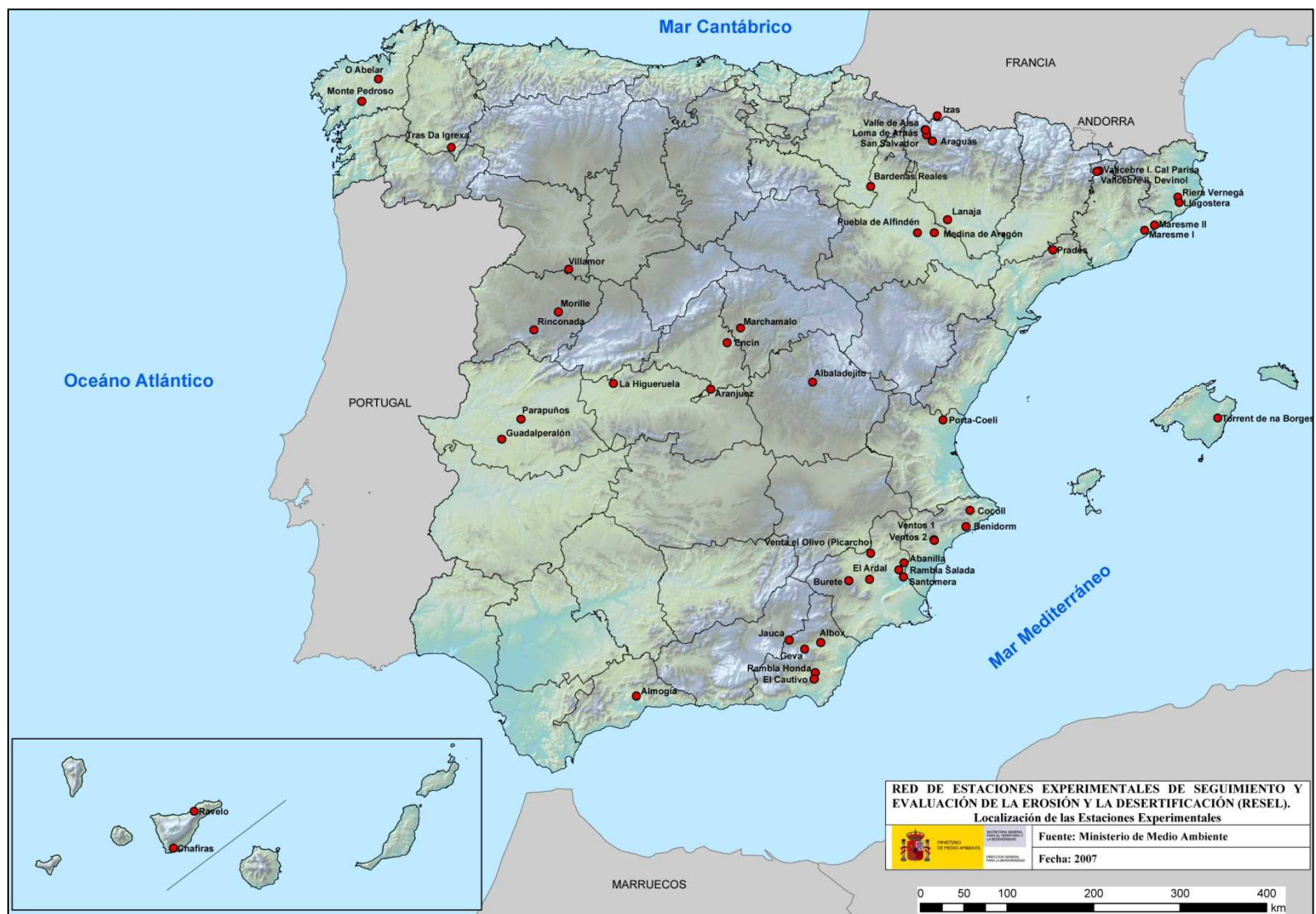


Figura 1. Distribución de las estaciones experimentales de la RESEL (Fuente: Ministerio de Medio Ambiente, 2007).

c) *Sistemas de recolección, almacenamiento y muestreo de escorrentía y sedimentos*

Aún en los sistemas más básicos las parcelas experimentales están compuestas por una superficie de drenaje, cerrada o no por límites artificiales, un dispositivo colector de la escorrentía y un sistema más o menos complejo de almacenamiento de agua y sedimentos.

La recolección de la escorrentía se realiza por medio de un canal o colector transversal en el borde inferior de la parcela. Este colector puede ser de diferentes materiales, como planchas de hierro, canales de uralita o hacerse de albañilería con cemento y ladrillos o consistir en una caja Gerlach metálica (Gerlach, 1967), frecuente en las parcelas pequeñas. En ambos casos están dotados de una ligera pendiente hacia el centro o hacia un lado, con el fin de facilitar el desagüe de la escorrentía y los sedimentos. En Sala (1988) se recoge una descripción detallada de este sistema.

El sistema de almacenamiento de escorrentía y sedimentos depende fundamentalmente del tamaño de la parcela. En parcelas pequeñas toda la escorrentía puede ser almacenada en un depósito hasta que pueda ser medida y registrada. En este caso, es importante sobredimensionar el tamaño de éstos depósitos, de manera que su capacidad resulte suficiente para almacenar toda la escorrentía producida, incluso en episodios de lluvia de baja frecuencia y precipitación muy elevada.

En parcelas medianas y grandes no resulta práctico almacenar el volumen total de escorrentía y se recurre a sistemas de muestreo que separan una fracción conocida para ser almacenada. El fraccionamiento se realiza mediante sistemas divisores de escorrentía. El modelo más extendido es el divisor tipo Geib, que consta de varios canales rectangulares de salida de agua de los cuales sólo uno conduce el agua hacia un tanque de almacenamiento, mientras que el resto de canales vierte el agua hacia el exterior. También existen otros modelos con partes móviles son el disco rotatorio de Coshocton (Hudson, 1993) o sistemas basados en dispositivos de balancines, que ofrecen además la posibilidad de conectarse a unidades de adquisición automática de datos (*data logger*). En cualquier caso, en este tipo de instalaciones también resulta clave dimensionar correctamente el sistema de muestreo.

5.2. MATERIAL Y MÉTODOS

5.2.1. Diseño experimental de las parcelas de erosión

El presente trabajo recoge los datos procedentes de las parcelas experimentales de erosión situadas en el campo experimental sobre Erosión de Suelos Agrícolas de La Higuera desde la campaña agrícola 1993/94 hasta la campaña 2009/10. Durante este periodo, el campo experimental ha sufrido varias modificaciones, destinadas principalmente a ampliar sucesivamente el número de parcelas y mejorar su instrumentación.

Así, se pueden diferenciar cuatro etapas dentro del periodo experimental, de siete, tres, cinco y dos campañas agrícolas de duración respectivamente. El presente apartado está dedicado a la descripción detallada de las instalaciones en cada una de las etapas anteriores, así como de la metodología empleada para la obtención de los datos relativos a las producciones de escorrentía y sedimentos.

Es importante señalar que la autora de este trabajo se ha encargado del mantenimiento del campo experimental desde septiembre de 2007 hasta la actualidad, incluyendo las diferentes tareas de campo así como los análisis de laboratorio.

5.2.1.1. Campañas agrícolas 1993/94 a 1999/00. 4 parcelas de 125 m²

Las primeras parcelas experimentales para el estudio de la erosión se diseñan e instalan en la finca La Higuera en el año 1992 por Saturnino De Alba para la realización de su Tesis doctoral (De Alba, 1998).



Foto 5. Vista aérea de las instalaciones durante las campañas agrícolas 1993/94 a 1999/2000.

Sobre una ladera con una pendiente media del 9% se ubicó un conjunto de cuatro parcelas cerradas con límites artificiales. En relación con su tamaño, de 125 m², quedan englobadas en el modelo de parcelas de tamaño medio al que pertenecen las parcelas estándar tipo USLE. La foto 5 muestra una vista aérea de las instalaciones durante esta primera etapa de experimentación que comprende siete campañas agrícolas completas, desde 1993/94 a 1999/2000.

a) Diseño de las parcelas de erosión

La figura 2 muestra un esquema general de las parcelas durante esta fase (1993/94 a 1999/2000).

- Superficie y límites de las parcelas

Cada una de las parcelas tiene unas dimensiones de 5 m de anchura y 25 m de longitud a favor de la pendiente, lo que supone una superficie concentradora de escorrentía de 125 m² (indicada con la letra A en la fig.2). Esta superficie de drenaje se encuentra cerrada por límites artificiales desmontables (L en fig. 2), contruidos con planchas de chapa metálica galvanizada clavadas en el suelo unos 10 cm. Para evitar cualquier flujo de escorrentía a través de estos límites, las planchas contiguas se encuentran solapadas.

A ambos lados de cada parcela se reservan dos áreas de control de 2.5 m de anchura (B en fig. 2), en las que se aplican los mismos manejos y tratamientos que en la parcela. Estas superficies laterales están destinadas a la toma de muestras de suelo, a la instalación de sondas de control, así como a la realización de cualquier ensayo de tipo destructivo que pueda alterar las condiciones del suelo, por ejemplo simulaciones de lluvia. Al igual que la superficie interior de la parcela, estas zonas laterales se encuentran limitadas en la parte superior por planchas metálicas clavadas en el suelo y lateralmente por caballones de tierra.

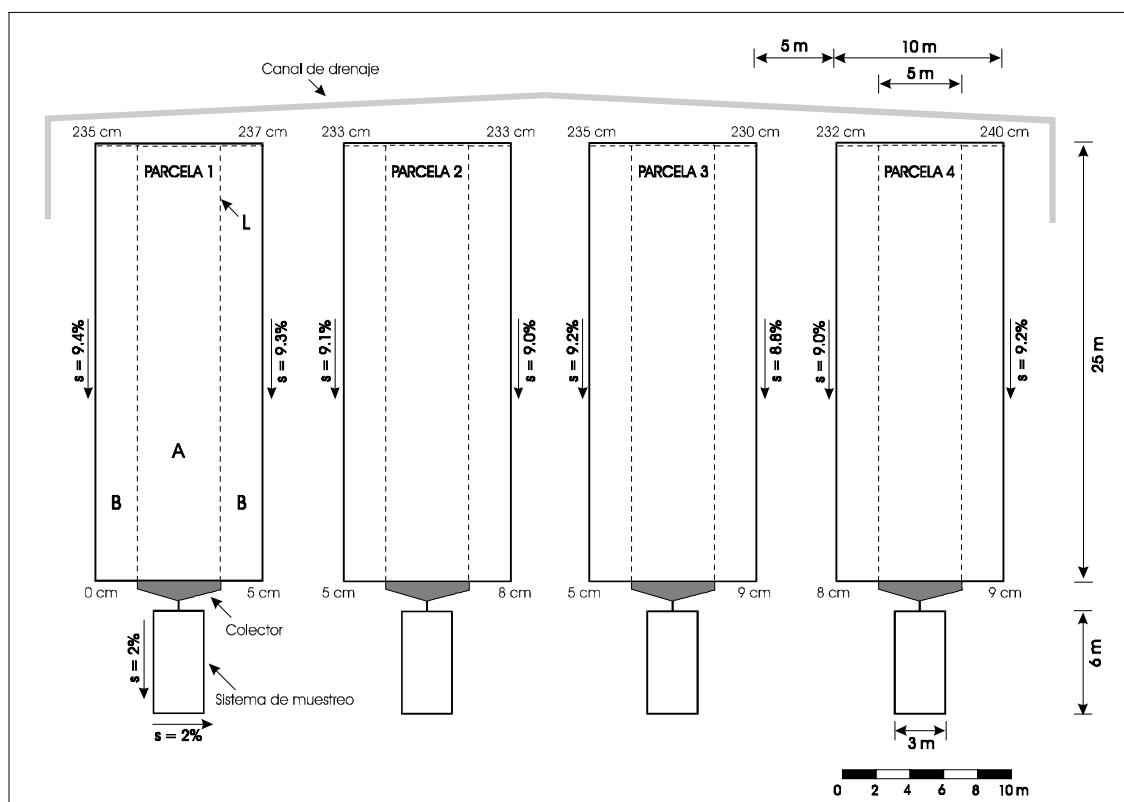


Figura 2. Esquema de las parcelas experimentales durante las campañas agrícolas 1993/94 a 1999/2000. Tomado de De Alba (1998).

En la parte superior del conjunto de 4 parcelas se construyó un canal de drenaje de unos 40 cm de profundidad (fig. 2), con el objetivo de interrumpir los posibles flujos subsuperficiales de agua procedentes de las zonas más altas de la ladera.

- Colector de escorrentía

En la parte inferior de cada parcela se encuentra instalado un colector, que recoge y canaliza la escorrentía procedente de la superficie concentradora hacia los sistemas de muestreo y almacenamiento. Cada colector tiene una superficie de 4.5 m² y una pendiente aproximada del 2%. Está construido de albañilería, tratada con materiales impermeabilizantes para evitar filtraciones, y protegido con una cubierta plástica desmontable para evitar la entrada directa del agua de lluvia (fotos 6 y 7).

El vertido de la escorrentía hacia los tanques del sistema de muestreo y almacenamiento se realiza a través de un tubo de PVC de 11 cm de diámetro.



Fotos 6 y 7. Detalles del colector de escorrentía situado en la parte inferior de cada parcela.

- Sistemas de muestreo y almacenamiento

Constan de una batería de tres tanques situados en un foso o recinto excavado construido de albañilería, de dimensiones 6x3 m, una profundidad máxima de 90 cm (fig. 3) y una base con una pendiente media del 2%, dirigida hacia una salida de aguas.

Previo a su construcción, los tanques fueron dimensionados mediante el método racional (por ej. en Goldman *et al.*, 1986 o Pilgrim y Cordery, 1992), que permite obtener la tasa máxima instantánea de producción de escorrentía o descarga punta de una superficie de drenaje conocida, y a partir de éste, el volumen máximo probable de escorrentía a muestrear en un episodio de lluvia. Los valores obtenidos para las parcelas experimentales fueron un caudal máximo de 1.84 l s^{-1} y un volumen máximo de escorrentía acumulada en 24 horas de 4569 l (De Alba, 1998), a partir de los cuales se llevó a cabo la realización del diseño.

Los tanques se comunican a través de dos dispositivos divisores de escorrentía, tal y como muestra la figura 3. Los divisores conducen una parte alícuota del agua excedente del primer tanque al segundo, vertiendo al exterior la parte sobrante en una proporción de 1 a 3. De esta manera, se consigue un muestreo representativo de la escorrentía total de la parcela y se puede conocer su producción sin tener que almacenar su volumen total, evitando así posibles problemas de desbordamiento de los tanques. Estos dispositivos divisores corresponden al tipo “divisor múltiple con tres ranuras de salida” y fueron un diseño original de De Alba (1998), desarrollado a partir de una adaptación del modelo clásico de Geib (1933). La figura 4 presenta un plano detallado de estos divisores.

Adicionalmente, para reducir al máximo la turbulencia del agua en el interior del tanque, el mismo autor diseñó un dispositivo estabilizador del agua que se sitúa su interior y da lugar a un frente ascendente de agua uniforme que regula hacia las salidas del divisor. Este dispositivo evita así mismo la llegada de cualquier material grueso en flotación que pueda entorpecer el paso del agua a través de las ranuras de salida.

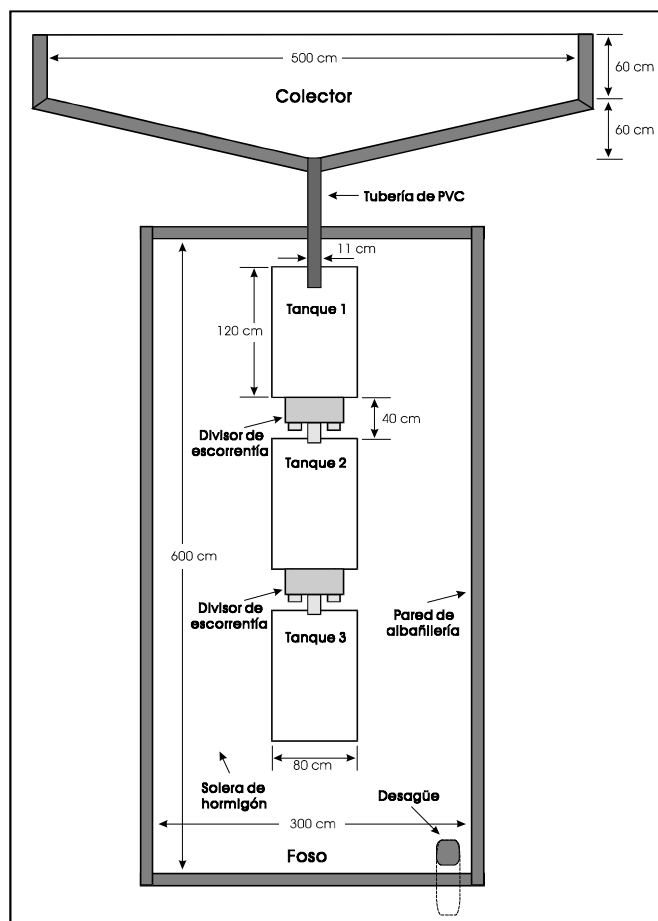


Figura 3. Plano detallado del colector y del sistema de muestreo de escorrentía y sedimentos de las parcelas. Tomado de De Alba (1998).

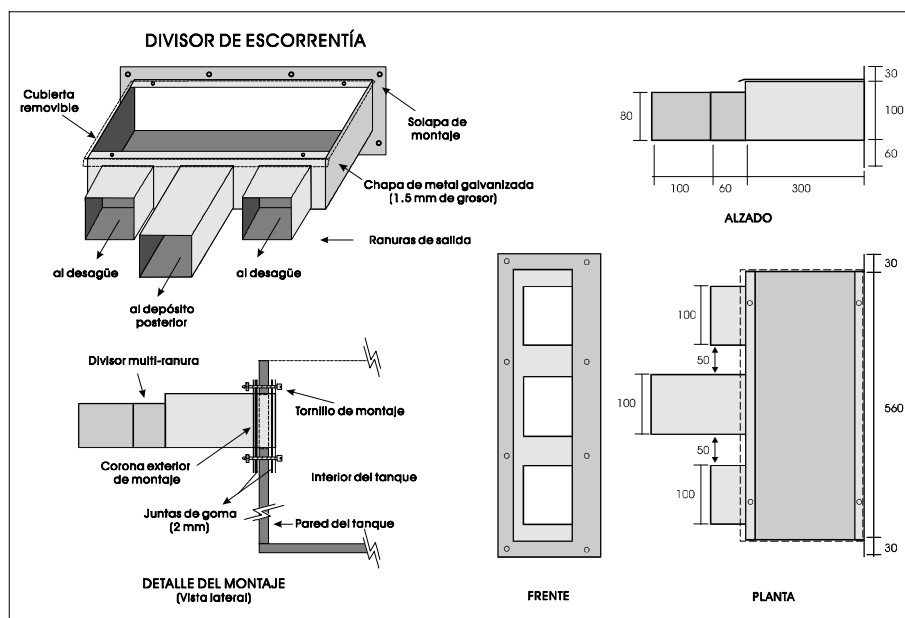


Figura 4.- Planos detallados de construcción y montaje del divisor de escorrentía del tipo *multipipe divisor* con 3 ranuras de salida. Tomado de De Alba (1998).

Una vez instalados en los tanques, los divisores de escorrentía fueron calibrados en las condiciones definitivas de funcionamiento en campo. Dicha calibración consistió en determinar con exactitud qué fracción del volumen excedente de escorrentía de cada tanque pasaba a través del divisor al siguiente tanque, y qué fracción era vertida al exterior, obteniendo los coeficientes de fraccionamiento de cada divisor (C_d).

Los tanques están fabricados de fibra de vidrio con revestimiento de poliéster, están anclados en una armadura metálica independiente y nivelable y tienen un volumen útil que oscila entre 340 y 390 l en función de la altura de instalación de los divisores. Cada tanque está dotado de una escala milimétrica en su interior con la que se toman las medidas de volumen de escorrentía acumulada tras cada episodio de lluvia.

La foto 8 muestra una vista general de la parcela. En ella, se pueden observar los tanques de muestreo y almacenamiento situados en el recinto excavado en la parte inferior de ésta.



Foto 8. Aspecto de las parcelas experimentales.

- Registro del hidrograma de escorrentía

Cada tanque está dotado de un sensor que registra de manera continua el volumen de escorrentía acumulada en su interior. A su vez, estos sensores están conectados a una unidad automática de adquisición de datos (*data logger*) que permite el seguimiento de la curva de producción de escorrentía con una resolución temporal de 2 min.

Los sensores consisten en sondas de nivel basadas en un dispositivo flotador, diseñadas por De Alba (fig. 5). El funcionamiento de esta sonda consiste en que conforme asciende el nivel del agua en el interior del tanque, va ascendiendo el flotador, que está instalado sobre un dispositivo estabilizador del agua, provocando el giro de un potenciómetro acoplado a su brazo de giro. Este potenciómetro ocasionará conforme a su posición relativa una tensión eléctrica diferente en un circuito eléctrico anexo. Finalmente, el *data logger* registra periódicamente cada 2 minutos la tensión eléctrica del circuito y, mediante un algoritmo definido por calibración para cada sensor, se traducen estas lecturas en medidas de volumen.

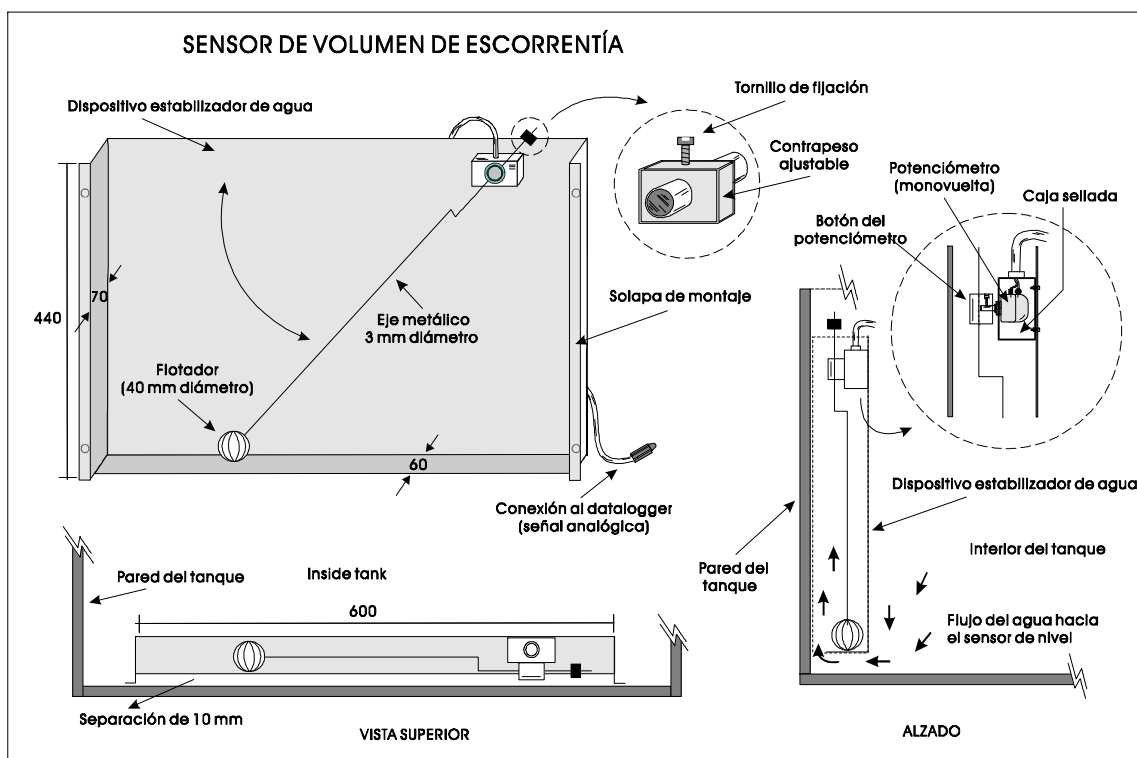


Figura 5. Sonda para registrar el volumen de escorrentía acumulada en los tanques del sistema de muestreo. Se muestran los detalles de construcción y montaje de la sonda y del dispositivo estabilizador de agua, así como una representación gráfica del flujo del agua desde el interior del tanque hacia la cámara donde se sitúa el flotador. Todas las medidas indicadas se dan en milímetros. Tomado de De Alba (1998).

Los cálculos detallados del dimensionamiento del sistema de tanques de muestreo y almacenamiento, de la calibración de los divisores de escorrentía y de los sensores de nivel, así como otros detalles sobre el diseño y la instalación de las parcelas experimentales se encuentran en De Alba (1998). Al mismo tiempo, en cada parcela se instalaron dispositivos para la detección del encharcamiento superficial y la generación de escorrentía y sondas para el seguimiento de la temperatura y la humedad del suelo a diferentes profundidades, todas ellas conectadas a unidades de control y adquisición de datos gobernadas por una unidad central instalada junto a las parcelas de erosión. Toda esta instrumentación fue diseñada, construida, instalada y calibrada para la ocasión y se encuentra descrita con detalle en el trabajo anteriormente citado, si bien no son objeto del presente trabajo.

b) Muestreo y cálculo de las producciones de escorrentía y sedimentos

Todas las parcelas son revisadas después de cada episodio de lluvia, muestreando y cuantificando la escorrentía y los sedimentos de los sistemas de tanques de cada una de ellas.

• Escorrentía

El sistema de muestreo y almacenamiento de escorrentía permite estimar la producción total de escorrentía en un episodio de lluvia sin necesidad de almacenar el volumen total gracias a la presencia de los dispositivos divisores. Para un episodio de lluvia dado, el volumen total de escorrentía producida en una parcela se obtiene a partir de los volúmenes parciales acumulados en los tanques y de los coeficientes de fraccionamiento de los

distintos divisores de escorrentía (C_i). La figura 6 muestra un esquema del funcionamiento de estos sistemas.

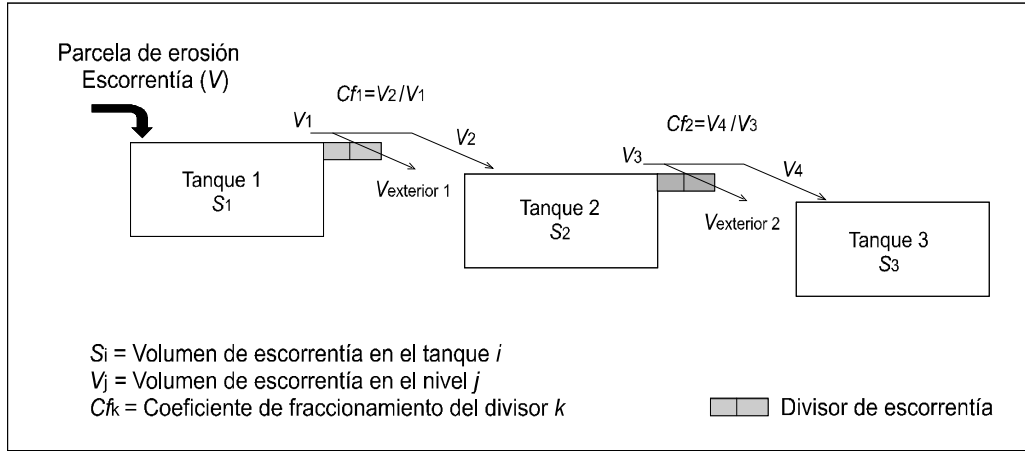


Figura 6. Esquema del funcionamiento de los sistemas de muestreo de escorrentía. Tomado de De Alba (1998).

El volumen total de escorrentía generado en la parcela durante un episodio de lluvia (V_t), se calcula a partir de los volúmenes parciales acumulados en los distintos tanques del sistema de muestreo ($S_1, 2, 3$) y de los coeficientes de fraccionamiento de cada divisor de escorrentía (C_{f1} y 2), mediante:

$$V_t = S_1 + V_{ext1} + S_2 + V_{ext2} + S_3 \quad (1)$$

como

$$V_t = S_1 + V_1 \quad (2)$$

$$V_1 = V_{ext1} + S_2 + V_3 \quad (3)$$

$$V_3 = V_{ext2} + S_3 \quad (4)$$

y

$$V_1 = 1/C_{f1} \cdot (S_2 + V_3) \quad (5)$$

$$V_3 = 1/C_{f2} \cdot S_3 \quad (6)$$

operando en (1) se obtiene:

$$V_t = S_1 + 1/C_{f1} \cdot S_2 + 1/C_{f1} \cdot 1/C_{f2} \cdot S_3 \quad (7)$$



Por tanto, para conocer el volumen de escorrentía generado en la parcela (V_t), basta con sustituir en la expresión (7) los coeficientes de fraccionamiento de cada divisor (C_{f1} y C_{f2}), que fueron determinados en las calibraciones de éstos, y los volúmenes de escorrentía acumulados en cada tanque (S_1 , S_2 y S_3), que se cuantifican directamente en campo mediante las escalas milimétricas instaladas en el interior de éstos (foto 9).

Foto 9. Escala milimétrica fija en el interior de los tanques para la medición del volumen de escorrentía acumulada

- Sedimentos

La producción total de sedimentos de la parcela en cada episodio de lluvia (M_t) se obtiene mediante la suma de los sedimentos en suspensión del agua de escorrentía (M_e) más los sedimentos depositados en el colector (M_c):

$$M_t = M_e + M_c \quad (8)$$

El volumen de sedimentos en suspensión (M_e) se determina a partir de los volúmenes parciales de escorrentía acumulada en los tanques (S_1 , S_2 , S_3), de los coeficientes de fraccionamiento de los divisores (C_{f1} , C_{f2}) y de las concentraciones de sedimento del agua de cada tanque (C_1 , C_2 , C_3) mediante:

$$M_e = S_1 \cdot C_1 + 1/C_{f1} \cdot S_2 \cdot C_2 + 1/C_{f2} \cdot 1/C_{f2} \cdot S_3 \cdot C_3 \quad (9)$$

Para la determinación de estas concentraciones, después de cada episodio de lluvia se realiza un muestreo del agua de escorrentía acumulada en cada tanque, agitando el agua durante el tiempo suficiente para que el contenido de sedimentos sea homogéneo y tomando una muestra de 1 l aproximadamente. Posteriormente en el laboratorio, mediante la diferencia de peso entre la muestra de agua de escorrentía y el peso de la misma una vez eliminada el agua por evaporación, se obtienen los valores C_1 , C_2 , C_3 en $g\ l^{-1}$.

Se asume que toda el agua vertida al exterior del sistema de muestreo, a través de un determinado divisor de escorrentía, presenta la misma concentración media de sedimentos que la escorrentía almacenada en el tanque situado inmediatamente después del divisor.

Para determinar la cantidad de sedimentos depositados en el colector (M_c) se pesa directamente en campo el volumen total recogido en el colector. Posteriormente, esta masa es mezclada y homogeneizada, y se extraen de ella cuatro submuestras de entre 200 y 300 g cada una. Mediante gravimetría se calcula el factor de corrección de peso debido a la humedad del sedimento de estas submuestras, y con éste, se transforma el peso total húmedo tomado en campo en el peso equivalente de material seco.

Durante las campañas agrícolas 1993/94 a 1999/00, debido a su tamaño y complejidad, los colectores eran revisados periódicamente. No obstante, para el presente trabajo, el dato correspondiente al sedimento depositado en el colector para cada episodio de lluvia ha sido estimado a partir del dato periódico, teniendo en cuenta el volumen de escorrentía generada

en la parcela, la concentración de sedimentos en el agua y las características de la lluvia en cada episodio.

Se comprobó que salvo episodios de lluvia extraordinarios, la práctica totalidad de sedimento de arrastre (de tamaño superior al limo) sedimentaba en la superficie del colector sin acceder a los tanques de muestreo. En los casos en los que se presentó sedimento grueso en el primer tanque del sistema, después de vaciar el agua de escorrentía se recogió el volumen total del sedimento para determinar posteriormente su peso en seco.

5.2.1.2. Campañas agrícolas 2000/01 a 2002/03. 8 parcelas de 67.5 m²

Durante los últimos meses de la campaña 1999/2000 se llevó a cabo la ampliación del campo experimental, aumentando el número de parcelas de erosión de cuatro a ocho, sobre la misma ladera con un 9% de pendiente media. Las cuatro parcelas existentes redujeron su tamaño, teniendo finalmente ocho parcelas cerradas de 67.5 m², tamaño muy similar a las parcelas estándar USLE, en funcionamiento desde el inicio de la campaña 2000/2001.

Las fotos 10 y 11 muestran las vistas aéreas de las instalaciones del campo experimental durante esta etapa, campañas 2000/01 a 2002/03.



Fotos 10 y 11. Vistas aéreas de las instalaciones durante las campañas agrícolas 2000/01 a 2002/03.

a) *Diseño de las parcelas experimentales*

Las parcelas mantienen el diseño básico descrito en el epígrafe 5.2.1.1 (a), aunque con ligeras modificaciones derivadas principalmente de la variación de tamaño. La figura 7 muestra un esquema general del campo experimental y las fotos 12 y 13 el aspecto de las parcelas.

- Superficie y límites de las parcelas

Las parcelas tienen unas dimensiones de 3 m de anchura y 22.5 m de longitud a favor de la pendiente, lo que supone una superficie concentradora de escorrentía de 67.5 m² (A en el esquema de la fig. 7). Se mantiene la estructura de límites artificiales desmontables contruidos con planchas de chapa metálica galvanizada, e instalados siguiendo la misma metodología descrita anteriormente.

Las áreas de control para la toma de muestras, instalación de sondas y realización de cualquier ensayo de tipo destructivo se sitúan en un lateral de cada parcela (B en la fig. 7), de 2.5 m de anchura, en las que se aplican los mismos manejos y tratamientos que en la parcela.



Fotos 12 y 13. Aspecto de las parcelas experimentales.

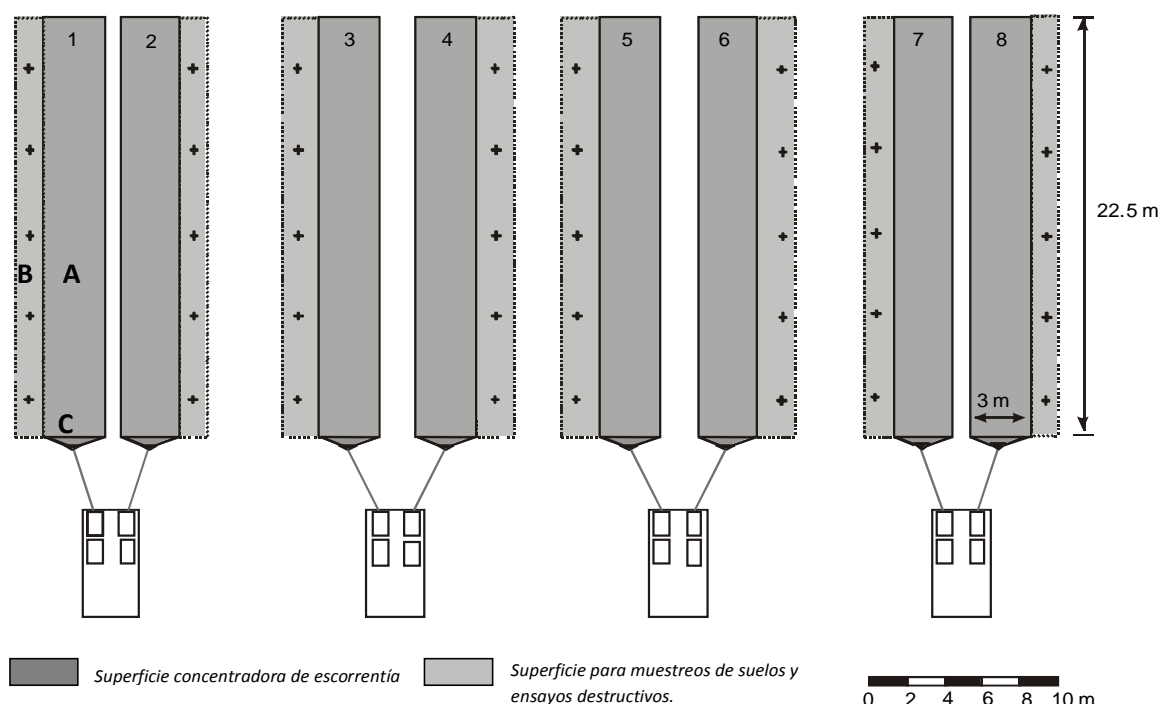


Figura 7. Esquema del campo experimental durante las campañas 2000/01 a 2003/03.

- Colector de escorrentía

En la parte inferior de cada parcela se encuentra instalado un colector de chapa metálica galvanizada de 3 m de ancho (C en fig. 7), que canaliza la escorrentía procedente de la superficie de drenaje hacia los sistemas de muestreo y almacenamiento. Cada colector se compone de una superficie recolectora, instalada de manera que tenga una pendiente media del 2%, suficiente para que la escorrentía fluya hacia los sistemas de muestreo, un frente desmontable que se ancla en el suelo y evita posibles movimientos del colector, eliminando

así mismo la posibilidad de que los sedimentos arrastrados fluyan por debajo del colector, y una tapa desmontable, que evita la entrada directa del agua de lluvia, y se retira fácilmente para realizar las tareas de recogida de sedimentos. Las fotos 14 y 15 muestran el aspecto del colector y de las diferentes partes que componen.

El vertido de la escorrentía hacia los tanques del sistema de muestreo y almacenamiento se realiza a través de un tubo de PVC de 11 cm de diámetro (foto 16).



Fotos 14 y 15 (izq.) Detalles de las diferentes piezas que forman el colector de escorrentía. Foto 16 (derecha). Tubo de PVC que conecta la parcela con los sistemas de muestreo y almacenamiento de escorrentía.

- Sistemas de muestreo y almacenamiento

Se mantienen los recintos excavados y los tanques de fibra de vidrio descritos en el apartado 5.2.1.1. (a). Sin embargo, la reducción de la superficie concentradora de escorrentía de las parcelas conlleva una reducción del volumen que deben almacenar los tanques. Se realizan los cálculos de dimensionamiento con el método racional y se obtienen un caudal máximo de 0.99 l s^{-1} y un volumen máximo de escorrentía acumulada en 24 horas de 2305 l. Estos valores permiten que los sistemas de almacenamiento consten de dos tanques en lugar de tres (fig. 8), comunicados por un divisor de escorrentía de 11 ranuras (fig. 9), diseñado por De Alba siguiendo el modelo anterior.

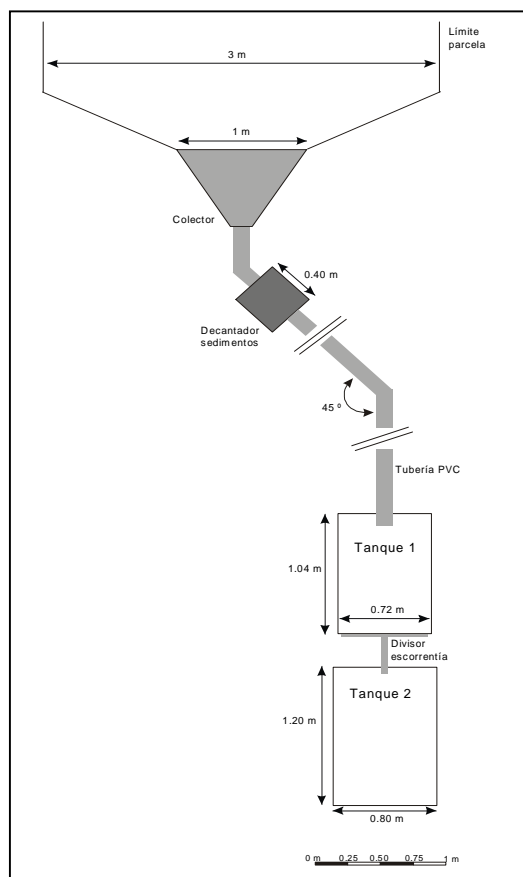


Figura 8. Plano detallado del colector y del sistema de muestreo de escorrentía y sedimentos de las parcelas. Tomado de De Alba *et al.*, 2006.

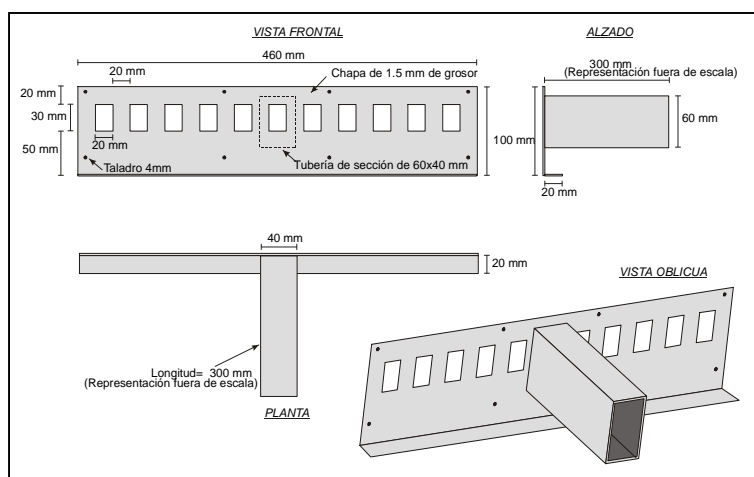


Figura 9. Divisor de escorrentía del tipo *multipipe divisor* con 11 ranuras de salida instalado entre los dos tanques de escorrentía. Tomado de De Alba *et al.*, 2006.

La foto 16 muestra los sistemas de muestreo y escorrentía de dos parcelas, situados en el recinto excavado, y las imágenes 17 y 18 un detalle de estos sistemas tras un episodio de lluvia con generación de escorrentía.



Foto 16. Sistemas de muestreo almacenamiento formados por dos tanques y un divisor de escorrentía para cada parcela.



Fotos 17 y 18. Aspecto de los sistemas de muestreo y almacenamiento después de un evento de lluvia con producción de escorrentía.

- Registro del hidrograma de escorrentía

Se mantienen en cada tanque de muestreo los sensores para el registro continuo del volumen de escorrentía, conectados a una unidad automática de adquisición de datos (*data logger*) que permite el seguimiento continuo y automático de la curva de producción de escorrentía con una resolución temporal de 2 min.

b) Muestreo y cálculo de las producciones de escorrentía y sedimentos

Al igual que en las campañas agrícolas anteriores, las parcelas son revisadas y las producciones de escorrentía y sedimentos cuantificadas después de cada episodio de lluvia.

- Escorrentía

La figura 10 muestra el esquema del funcionamiento de los sistemas de muestreo de escorrentía con dos tanques de almacenamiento.

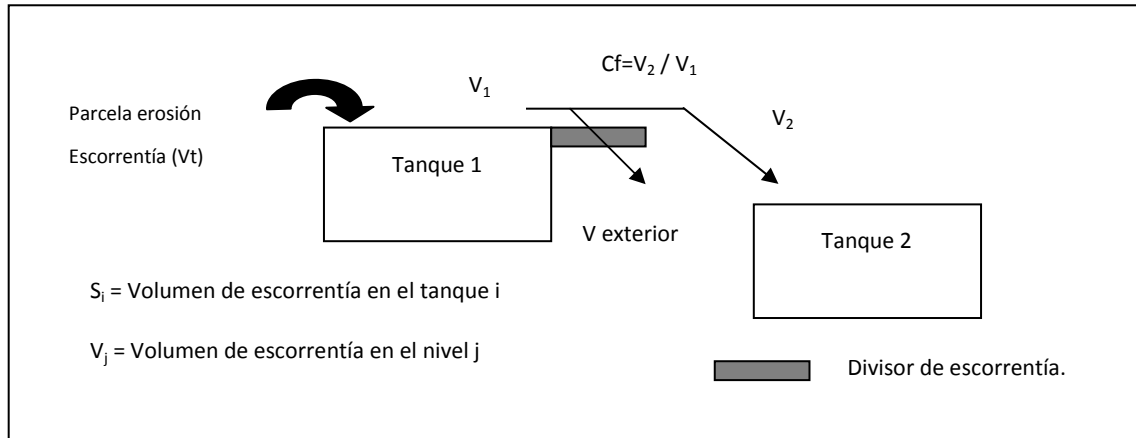


Figura 10. Esquema de funcionamiento de los sistemas de muestreo y almacenamiento de escorrentía.

El volumen total de escorrentía generado en la parcela (V_t) durante un episodio de lluvia, se calcula a partir de los volúmenes parciales acumulados en los dos tanques (S_1 y S_2), obtenidos mediante las escalas milimétricas del interior de cada tanque y del coeficiente de fraccionamiento del divisor de escorrentía C_f , determinado mediante la calibración del mismo. Las ecuaciones de cálculo del volumen total se simplifican, teniendo:

$$V_t = S_1 + V_1 \quad (10)$$

y

$$V_1 = 1/C_{f1} \cdot (S_2) \quad (11)$$

por tanto,

$$V_t = S_1 + 1/C_{f1} \cdot S_2 \quad (12)$$

- Sedimentos

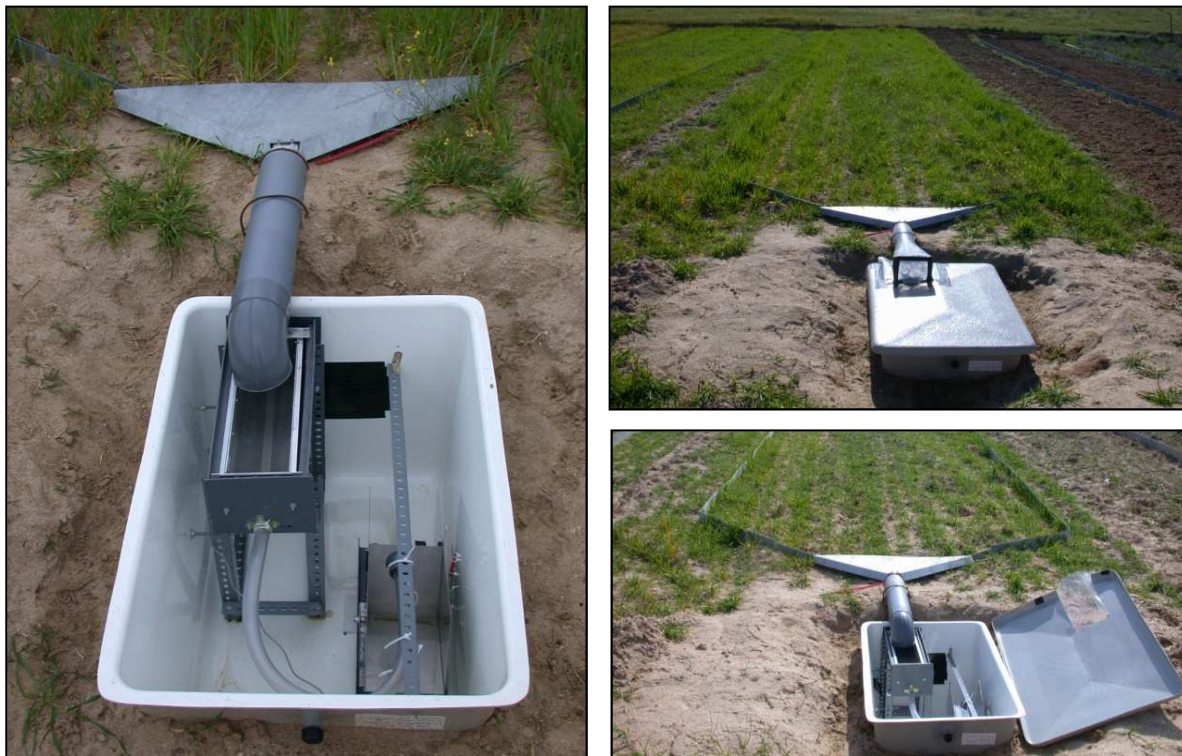
Los procedimientos seguidos para el muestreo y determinación del volumen de sedimentos en suspensión (M_e) son los mismos que los descritos en el epígrafe 2.1.1 (b). Si bien, al componerse el sistema de dos tanques de almacenamiento, la expresión para el cálculo de los sedimentos en suspensión es la siguiente:

$$M_e = S_1 \cdot C_1 + 1/C_{f1} \cdot S_2 \cdot C_2 \quad (13)$$

Respecto a los sedimentos depositados en el colector (M_c), gracias a la mejora en el diseño de los colectores y a la reducción de su tamaño, son recogidos en su totalidad de manera

Sin embargo, existen variaciones en los sistemas de medición, muestreo y almacenamiento de la escorrentía introducidas con el objetivo de aumentar su simplicidad y compacidad.

Respecto al sistema de almacenamiento de escorrentía, el nuevo modelo se compone de un solo tanque enterrado directamente en el suelo (fotos 19, 20 y 21). No fue necesario su dimensionamiento previo, ni la presencia de divisores de escorrentía, ya que el tanque presenta una salida de aguas en su parte inferior, comunicada con una tubería de desagüe que finalmente drena en el subsuelo, de tal manera que el sistema tan sólo recoge una pequeña muestra de la escorrentía con objeto de determinar la concentración de sedimentos en suspensión.



Fotos 19, 20 y 21. Detalle del mecanismo de cazoletas basculantes “*tipping bucket system*” (izqda.) y aspecto de la parcela con el mecanismo instalado en su parte inferior (dcha).

En el interior del tanque, el sistema de registro de escorrentía basado en sondas de nivel, instalado en el resto de las parcelas, fue sustituido por un mecanismo de cazoletas basculantes “*tipping bucket system*” (fotos 19 y 20). Su funcionamiento es similar al de un pluviógrafo tradicional de cazoletas, y consiste fundamentalmente en un balancín con dos receptáculos que se llenan alternativamente con el agua de escorrentía proveniente de la parcela a través de un tubo de PVC, tal y como muestra la figura 12. Junto al balancín, hay instalado un interruptor (tipo *reed magnético*) que se activa por la proximidad de un campo magnético, de tal forma que mediante un pequeño imán adherido a la pared del balancín se genera un pequeño impulso eléctrico en cada vuelco de éste. Este dispositivo se encuentra conectado a un *data logger* (HOB0 Event) que registra la hora, minuto y segundo en el que recibe la señal correspondiente al vuelco del balancín. La resolución de medida del hidrograma de escorrentía obtenido mediante este sistema, corresponde con el volumen de vuelco de los receptáculos del balancín, que se sitúa en torno a 1.2 litros (el volumen exacto fue calibrado en campo para cada balancín).

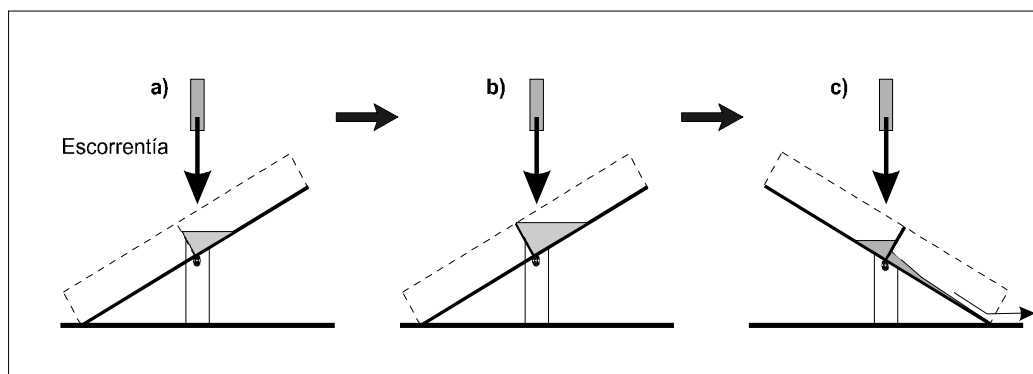


Figura 12.- Esquema del funcionamiento del caudalímetro construido mediante un sistema de cazoletas basculantes (*tipping bucket system*). En a) el agua de escorrentía se recoge en uno de los receptáculos laterales del balancín, b) antes de que el agua desborde, el balancín se desequilibra y vuelca vertiendo el agua almacenada; en c) el segundo receptáculo queda en posición de llenado. Con cada vuelco del balancín el *data logger* recibe un impulso eléctrico y registra la hora, minuto y segundo en el que recibe la señal.

b) Muestreo y cálculo de las producciones de escorrentía y sedimentos de las parcelas 9 y 10

Las parcelas 9 y 10 son revisadas después de cada evento de lluvia al igual que el resto de las parcelas. Sin embargo, los nuevos sistemas de registro de escorrentía conllevan unos procedimientos diferentes para el muestreo y determinación de las tasas de escorrentía y sedimentos.

- Escorrentía

Los sistemas instalados en las parcelas 9 y 10 no permiten cuantificar *in situ* el volumen de escorrentía total generado en la parcela (V_t), ya que tan sólo almacenan una pequeña muestra de agua suficiente para determinar el volumen de sedimentos en suspensión. Este volumen se determina a partir de los archivos del *data logger* que recoge los vuelcos del dispositivo de cazoletas basculantes. Así, conocido el volumen de agua con el que vuelcan estas cazoletas, mediante una calibración previa en campo en el momento de su instalación, basta multiplicar el número de vuelcos registrado por su volumen de vuelco para obtener el volumen de escorrentía total de la parcela.

- Sedimentos

La producción total de sedimentos de las parcelas 9 y 10 se obtiene mediante la suma de los sedimentos en suspensión del agua de escorrentía (M_e), más los sedimentos gruesos depositados en el colector y filtrados en la bandeja de entrada (M_c).

Para la determinación del volumen de sedimentos en suspensión (M_e), se encuentra situado bajo el balancín un recipiente que recoge una muestra de la escorrentía que llega al tanque. A partir de ésta, siguiendo el mismo procedimiento de secado y pesado en el laboratorio que el descrito para el agua de los tanques de almacenamiento, se obtiene la concentración de sedimentos del agua y por consiguiente, el volumen total de sedimentos presentes en el agua de escorrentía (M_e).

Respecto a los sedimentos gruesos (M_c), las parcelas 9 y 10 presentan colectores de escorrentía sobre los que decantan estos sedimentos antes de entrar al tanque, que se muestrean y cuantifican del mismo modo que el resto de las parcelas. Además, previa a la

caída del agua en el tanque, se encuentra una bandeja provista de una malla de tamiz con un tamaño de poro de 450 μm (foto 19), que filtra el agua de escorrentía antes de caer al balancín. En estas parcelas, la producción de sedimentos gruesos se cuantifica por tanto sumando los sedimentos decantados en el colector) más y los recogidos en la bandeja.

5.2.1.4. Campañas agrícolas 2008/09 - actualidad. 27 parcelas de 33 m² y 1 de 67.5 m²

La última remodelación del campo experimental se realizó durante el mes de diciembre de 2008 con el objetivo fundamental de aumentar el número de parcelas de manera que cada manejo agrícola cuente con tres réplicas. Así, el número total de parcelas pasa de 10 a 28, ya que hay uno de los manejos (Abandono de larga duración AB) para el que no se considera necesaria la presencia de réplicas (expuesto en el epígrafe 5.2.2).

Esta ampliación implica el diseño de nuevos sistemas de muestreo y almacenamiento de la escorrentía, ya que por razones de índole práctica y económica no fue posible replicar en las nuevas parcelas los sistemas de tanques de almacenamiento de escorrentía, ni los mecanismos de “*tipping bucket system*” existentes en el resto de las parcelas (estos mecanismos de cazoletas, instalados en dos parcelas al inicio de la campaña 2003/04, fueron retirados durante este proceso de remodelación)

El aspecto del campo experimental desde el inicio de la campaña 2008/09 se muestra en la foto 22. Así mismo, la figura 13 muestra un esquema del campo experimental a partir de esta fecha. En él, se puede observar que la parcela 8 no sufre ningún tipo de variación, y por tanto el manejo que en ella se aplica no contará con la presencia de réplicas.



Foto 22. Vista aérea de las instalaciones desde el inicio de la campaña agrícola 2008/09.

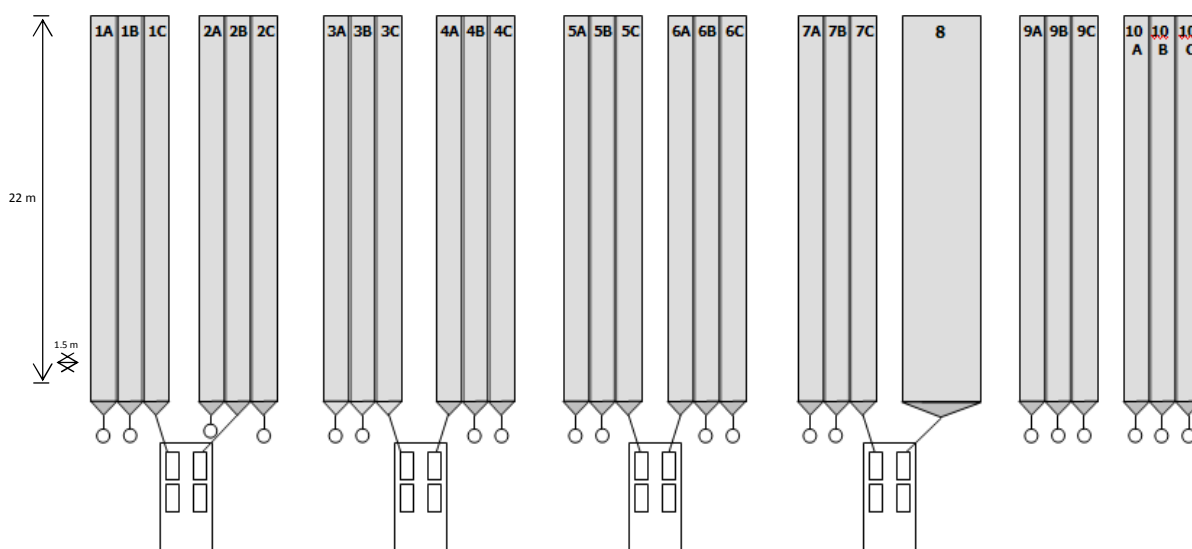


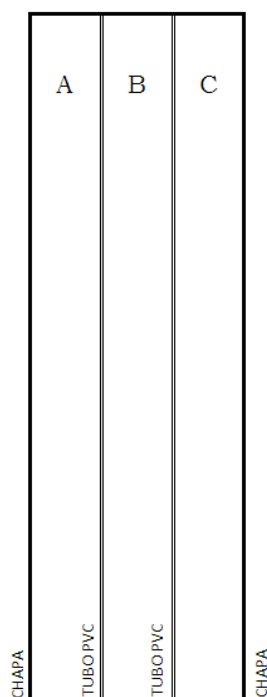
Figura 13. Esquema de las parcelas experimentales desde el inicio de la campaña agrícola 2008/09.

a) Diseño de las parcelas experimentales

Se hace referencia únicamente al diseño de las nuevas parcelas, ya que el de la parcela 8 no sufre ninguna modificación y su diseño ha quedado expuesto en epígrafes anteriores.

• Superficie y límites de las parcelas

Las parcelas continúan siendo cerradas con límites artificiales (Hudson, 1993), y aunque reducen su tamaño, siguen perteneciendo al grupo de parcelas de tamaño medio al que pertenecen las tipo USLE -*Universal Sol Loss Equation*- (Wichmeier y Smith, 1978). Las medidas de las 27 parcelas son 1.5 m de anchura y 22 m de longitud a favor de la pendiente, resultando el área recolectora de escorrentía o de drenaje de 33m² para cada parcela. La pendiente media es del 9%, ya que se instalan sobre la ladera original.



Las parcelas están agrupadas de tres en tres, de manera que las réplicas correspondientes al mismo manejo están juntas, tal y como se muestra en la figura 13 en la que los manejos quedan representados por números (1 a 10) y las réplicas por letras (A, B, C). Los límites exteriores son planchas de chapa metálica galvanizada, y los interiores tubos de PVC de 160 mm de diámetro, anclados al suelo con horquillas de hierro corrugado para evitar posibles desplazamientos (fig. 14).

Figura 14. Esquema detallado de la parcela.

- Colector de escorrentía

Las nuevas parcelas mantienen el diseño del colector de las parcelas anteriores, (epígrafe 5.2.1.2 (a)).

- Sistemas de muestreo y almacenamiento

Por un lado, se mantienen los sistemas de tanques ya instalados, de manera que 8 de las parcelas, 1C, 2B, 3C, 4A, 5C, 6A, 7C y 8 en la figura 13, continúan dotadas de sensores de nivel conectados a *data logger*, que permiten el registro continuo del volumen de escorrentía.

En el resto de las parcelas se instalan unos depósitos enterrados hasta la profundidad necesaria para que el tubo conductor de escorrentía que sale de la parcela mantenga la pendiente y vierta el agua a los depósitos. Cada depósito tiene una capacidad de 320 l, que tras haber reducido el área de drenaje de la parcela, es suficiente para almacenar la totalidad de la escorrentía generada, y están dotados de una escala milimétrica en su interior. Las fotos 23, 24 y 25 muestran el aspecto de las parcelas y de los depósitos enterrados de muestreo y almacenamiento.



Fotos 23, 24 y 25. Aspecto de las parcelas con los depósitos de escorrentía instalados en su parte inferior.

b) Muestreo y cálculo de las producciones de escorrentía y sedimentos

- Escorrentía

En las parcelas que mantienen los sistemas de tanques, el volumen de escorrentía se cuantifica mediante el procedimiento detallado en el epígrafe 5.2.1.1 (b).

En los nuevos depósitos, este volumen se cuantifica directamente mediante la escala milimétrica del interior del depósito, ya que éstos almacenan la totalidad de la escorrentía producida en la parcela.

- Sedimentos

El muestro y cálculo de la producción total de sedimentos de las parcelas con sistemas de tanques sigue la metodología descrita en el epígrafe 5.2.1.1 (b), que resulta muy similar a la de las parcelas de nueva instalación. En éstas, los sedimentos en suspensión son determinados a partir de una muestra tomada de los depósitos, tras un proceso de agitación del agua, y los sedimentos depositados en el colector son recogidos de la misma manera y llevados al laboratorio para determinar su peso seco.

5.2.1.5. Resumen de la evolución del campo experimental

La tabla 1 muestra un resumen de la evolución de las instalaciones en el campo experimental durante el periodo de estudio 1993/94 a 2009/10. Incluye para cada etapa: el número de campañas agrícolas que comprende, el número de parcelas y sus características fundamentales.

| Campañas agrícolas | Número de parcelas | Medidas de la parcela (anchura x longitud en m) | Superficie colectora de escorrentía (m ²) | Sistemas de muestreo y almacenamiento de escorrentía |
|---|--------------------|---|---|--|
| 1993/94 1994/95 1995/96 1996/97 1997/98 1998/99 1999/00 | 4 | 5 x 25 | 125 | Tanques (3) y divisores de escorrentía (2) |
| 2000/01 2001/02 2002/03 | 8 | 3 x 22.5 | 67.5 | Tanques (2) y divisor de escorrentía |
| 2003/04 2004/05 2005/06 2006/07 2007/08 | 10 | 3 x 22.5 | 67.5 | Tanques (2) y divisor de escorrentía (8 parcelas) Muestreadores de cazoletas (2 parcelas) |
| 2008/09 2009/10 2010/11* 2011-2012* | 28 | 1.5 x 22 (27 parcelas) | 33 | Tanques (2) y divisor de escorrentía (7 parcelas) Depósito enterrado (20 parcelas) |
| | | 3 x 22.5 (1 parcela) | 67.5 | Tanques (2) y divisor de escorrentía |

*para la presente tesis se han analizado los datos del campo experimental hasta la campaña 2009/10.

Tabla 1. Resumen de la evolución del campo experimental (1993 - 2012) respecto al número, tamaño y sistemas de muestreo y almacenamiento de las parcelas en cada campaña.

5.2.2. Programa experimental: usos y manejos aplicados en las parcelas

En la tabla 2 se muestra la distribución de los modelos de uso y manejo del suelo y las rotaciones aplicadas en las parcelas en las 18 campañas agrícolas de experimentación 1993/394 a 2010/11. Éstos fueron seleccionados atendiendo a su representatividad en el panorama agrícola del secano mediterráneo, especialmente de la región de Castilla la Mancha, así como a las tendencias y normas promovidas por las diferentes medidas adoptadas por la Política Agraria Común de la Unión Europea (PAC) (ver cap. 2, apdo. 2.3.1).

En total, se han aplicado 13 sistemas de manejo, incluyendo 3 manejos de cultivo de cebada, 2 manejos de cultivo de girasol, 5 alternativas de manejo de barbecho y 3 casos de simulación de retirada de tierras de la producción.

| Campañas agrícolas | Número de parcelas | Distribución de los usos y sistemas de manejo del suelo |
|---|--------------------|---|
| 1993/94 1994/95 1995/96 1996/97 1997/98 1998/99 1999/00 | 4 | 1. Rotación anual cultivo cebada/girasol con prácticas de no laboreo (CNL/GNL) 2. Rotación anual cultivo cebada/girasol con prácticas de laboreo convencional (CLC/GLC) 3. Barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional (BBLC) 4. Retirada de tierras agrícolas de la producción por abandono (AB) |
| 2000/01 2001/02 2002/03 | 8 | 1 y 2. Rotación anual cultivo cebada/girasol con prácticas de no laboreo (CNL/GNL) 3 y 4. Rotación anual cultivo cebada/girasol con prácticas de laboreo convencional (CLC/GLC) 5 y 6. Rotación barbecho blanco/barbecho sembrado con prácticas de laboreo convencional (BS/BBLC) 7. Retirada de tierras agrícolas de la producción por abandono desde 1993 (AB) 8. Retirada de tierras agrícolas de la producción con desbrozado periódico de la vegetación espontánea (ABm) |
| 2003/04 2004/05 2005/06 2006/07 2007/08 | 10 | 1 y 2. Rotación anual cultivo cebada/barbecho con prácticas de no laboreo (CNL/BNL) 3 y 4. Rotación anual cultivo cebada/barbecho sembrado con prácticas de mínimo laboreo (CML/BS) 5 y 6. Rotación anual cultivo cebada/barbecho tardío con prácticas de mínimo laboreo (CML/BT) 7 y 8. Rotación anual cultivo cebada/barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional (CLC/BBLC) 9. Barbecho blanco con prácticas de mínimo laboreo (BBML) 10. Retirada de tierras agrícolas de la producción por abandono desde 1993 (AB) |
| 2008/09 2009/10 2010/11 2011-actualidad* | 28 | 1 a 6. Rotación anual cultivo cebada/barbecho con prácticas de no laboreo (CNL/BNL) 7 a 12. Rotación anual cultivo cebada/barbecho blanco con prácticas de mínimo laboreo (CML/BBML) 13 a 18. Rotación anual cultivo cebada/barbecho tardío con prácticas de mínimo laboreo (CML/BT) 19 a 24. Rotación anual cultivo cebada/barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional (CLC/BBLC) 25 a 27. Retirada de tierras agrícolas de la producción por abandono desde 2008 (ABr) 28. Retirada de tierras agrícolas de la producción por abandono desde 1993 (AB) |

*para la presente tesis se ha analizado la serie de datos del campo experimental desde su inicio en la campaña 1993/94 hasta la campaña 2009/10.

Tabla 2. Distribución de los manejos agrícolas en las parcelas durante el periodo experimental.

5.2.2.1. Cultivo de cebada

Durante las 17 campañas agrícolas se ha cultivado una variedad de cebada de invierno de dos carreras. Las labores de siembra se realizan durante el mes de noviembre, con densidades de siembra de 130 kg ha⁻¹, y las de recolección en los meses de junio o julio,

ambas sujetas a las particularidades meteorológicas de cada campaña. Se han aplicado tres modelos de manejo:

1. Cultivo de cebada con prácticas de laboreo convencional (CLC). Este tipo de prácticas incluye una labor primaria de alzada con el apero de vertedera al final de la campaña de cultivo anterior, a una profundidad entre 24 y 30 cm (fotos 26 a 28). Y labores secundarias superficiales con cultivador, entre 12 y 15 cm, para preparar el lecho de siembra, normalmente en el mes de noviembre (fotos 29 a 33). Este modelo de manejo quedó excluido del programa de Medidas Agroambientales (R.D. 4/2001, BOE nº 12 del 13/01/2001) por no cumplir los objetivos establecidos en dicho programa, en relación con la utilización de métodos de producción agraria compatibles con el medio ambiente. En las fotos 34 a 37 se muestran diferentes momentos de la campaña agrícola.
2. Cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML). No se utiliza ningún tipo de apero que voltee el suelo, y sólo se realizan labores superficiales con cultivador (12 a 15 cm de profundidad), tanto para eliminar las malas hierbas como para preparar el lecho de siembra (fotos 29 a 33). Este modelo de manejo quedó incluido en las Medidas Agroambientales (R.D. 4/2001, epígrafe 4.2: *cultivos herbáceos con técnicas de mínimo laboreo*), y por tanto recibiría la ayuda económica correspondiente de esta medida. En las fotos 34 a 37 se muestran diferentes momentos de la campaña agrícola.
3. Cultivo de cebada mediante siembra directa o no laboreo (CNL). La siembra se realiza manteniendo en la superficie del suelo los rastrojos del cultivo anterior. Toda preparación del suelo queda limitada a la acción de la sembradora, que en una sola pasada prepara el lecho de siembra, deposita la semilla y la cubre, realizando una mínima movilización del suelo (fotos 38 y 39). Las labores de eliminación de las malas hierbas se sustituyen por la aplicación de herbicidas no residuales (foto 40). Se empleó Glifosato con una dosis de aplicación de 480 g ha⁻¹. El manejo fue incluido en las Medidas Agroambientales establecidas en el R.D. 4/2001, epígrafe 4.2: *cultivos herbáceos con técnicas de no laboreo*.

5.2.2.2. Cultivo de girasol

Se cultivó girasol durante 6 campañas agrícolas (1994/95, 1996/97, 1998/99, 2000/01 a 2002/03), siempre de la variedad girasol de verano *Helianthus annuus L. var. Toledo-2*, en rotación con el cultivo de cebada. Las labores de siembra se realizaron de abril a mayo, dependiendo del estado del suelo y de las condiciones meteorológicas de la campaña, con una densidad de 50000 plantas/ha, y las de recolección en el mes de septiembre. Se han practicado dos modelos de cultivo de girasol (ambos incluidos en Medidas Agroambientales establecidas en el R.D. 4/2001, epígrafe 1.3):

1. Cultivo de girasol con prácticas de laboreo convencional (GLC). Se realiza una labor profunda con vertedera (24 a 30 cm de profundidad) después de las primeras lluvias del otoño (fotos 26 a 28) y labores secundarias de preparación de lecho de siembra con cultivador (12 a 15 cm de profundidad) en abril o mayo (fotos 29 a 33). La rotación se realiza con el cultivo de cebada manejado con las mismas prácticas de laboreo convencional. Las fotos 41 y 42 muestran el aspecto de esta parcela.
2. Cultivo de girasol con siembra directa o no laboreo (GNL). Se siguen los mismos principios agronómicos que en el cultivo de cebada mediante siembra directa, con la que se realiza la rotación (fotos 38 a 40). La siembra se realiza en el mes de abril o mayo. Las fotos 43 a 45 muestran el aspecto del suelo con este manejo.



Fotos 26, 27 y 28. Realización de las labores con la vertedera (laboreo convencional) y aspecto de la parcela recién labrada.



Fotos 29 a 33. Realización de las labores con el cultivador (mínimo laboreo) y aspecto de la parcela recién labrada.



Fotos 34 a 37. Aspecto de las parcelas con cultivo de cebada en diferentes momentos de la campaña agrícola.



Fotos 38 a 40. Realización de la siembra directa, y detalle del suelo tras la siembra (arriba). Aplicación del herbicida (izq.).



Fotos 41 y 42. Parcela de girasol con laboreo convencional.



Fotos 43, 44 y 45. Parcela de girasol con siembra directa.

5.2.2.3. Barbecho

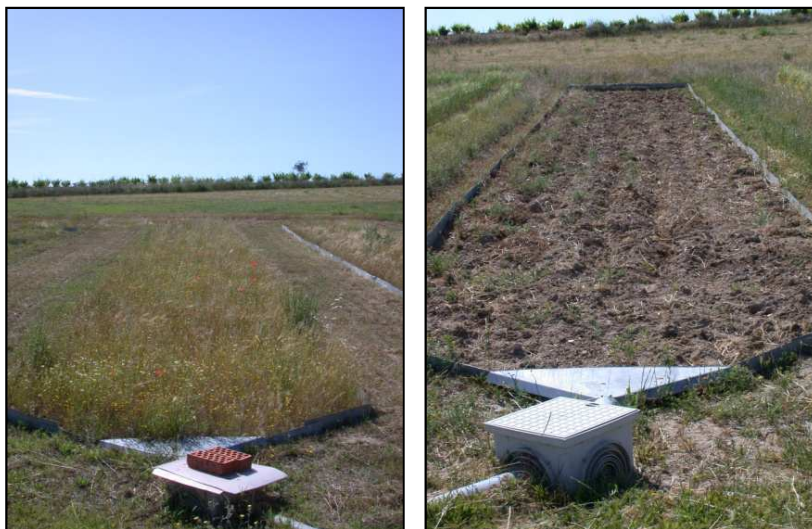
Durante todo el periodo experimental se han aplicado diferentes modelos de barbecho, siempre siguiendo la alternancia cereal/barbecho o cultivo de “año y vez”, en las que después de una campaña agrícola con cultivo de cereal, durante la siguiente se deja la tierra sin cultivo.

Se han aplicado un total de 5 modelos de barbecho, cada uno practicado en rotación con el cultivo de cebada correspondiente a su tipo de prácticas:

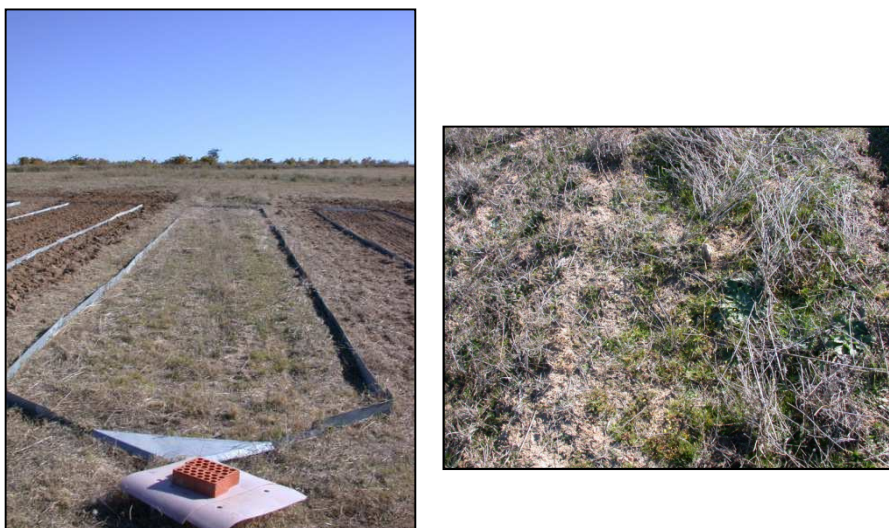
1. Barbecho blanco. Corresponde al modelo de manejo convencional en la agricultura de secano y su práctica fue recomendada e incluso obligada en ciertos momentos por parte de la legislación española, por ej. en la Orden de 29 de diciembre de 1992 (BOE nº 3 del 4/01/1993): “...los productores de cultivos herbáceos de secano que pretendan solicitar pagos compensatorios deberán dejar de barbecho blanco una superficie....”. El barbecho

blanco se caracteriza por mantener el suelo desprovisto de vegetación durante toda la campaña agrícola mediante la realización de una serie de labores. Este modelo de manejo quedó excluido del programa de Medidas Agroambientales (R.D. 4/2001) por no cumplir los objetivos establecidos en dicho programa, en relación con la utilización de métodos de producción agraria compatibles con el medio ambiente. En las parcelas se han aplicado dos tipos de barbecho blanco en función de estas labores:

- 1.1. Barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional (BBLC). Al inicio de la campaña, después de las primeras lluvias del otoño, se realiza una labor profunda con el apero de vertedera con el fin de enterrar la rastrojera de la campaña agrícola anterior. A lo largo de la campaña, se aplican varios pases superficiales de cultivador, en función de la abundancia de malas hierbas, siempre con el objetivo de mantener el suelo desnudo el mayor tiempo posible (fotos 26 a 33).
- 1.2. Barbecho blanco con prácticas de mínimo laboreo (BBML). El manejo de mínimo laboreo excluye las labores profundas, por lo que tanto la labor de alzada de la rastrojera realizada al principio del otoño, como las sucesivas labores a lo largo de la campaña, se realizan con cultivador, manteniendo el objetivo principal de conservar el suelo desprovisto de vegetación el mayor tiempo posible (fotos 29 a 33).
2. Barbecho verde o semillado con prácticas de mínimo laboreo (BS). Se siembra al inicio de la campaña agrícola mediante labores superficiales, una mezcla de avena y veza que evite mantener el suelo desnudo durante los meses de otoño e invierno. Al comienzo de la primavera, cuando se eleva la demanda de agua por parte del cultivo, se siega y se incorporan los residuos al suelo (fotos 46 y 47). Este modelo de barbecho quedó incluido en las Medidas Agroambientales (R.D. 4/2001, epígrafe 1.2.1: *barbecho semillado con leguminosas*), con el compromiso de no aplicar productos fitosanitarios.
3. Barbecho tardío con prácticas de mínimo laboreo (BT). En este tipo de barbecho, las labores de alzada de la rastrojera se retrasan hasta el inicio de la primavera, de tal manera que el suelo permanece cubierto con los rastrojos de la campaña previa y la vegetación espontánea (fotos 48 y 49). La realización de todas las labores se restringe al uso del cultivador (fotos 29 a 33). Este modelo de barbecho quedó incluido en las Medidas Agroambientales (R.D. 4/2001, epígrafe 1.1: *mejora del barbecho tradicional: barbecho agroambiental*), con el compromiso mantener el rastrojo al menos cinco meses y no aplicar productos fitosanitarios.
4. Barbecho químico (BNL). Pertenece a la rotación manejada mediante prácticas de no laboreo. La parcela se mantiene durante toda la campaña con la rastrojera del cultivo previo, sin realizar ningún tipo de labor. La única intervención consiste en la aplicación de herbicidas no residuales para el control de las malas hierbas. Este modelo de barbecho se incluyó en las Medidas Agroambientales (R.D. 4/2001, epígrafe 4.2). Las fotos 50 y 51 muestran el aspecto de esta parcela y un detalle del suelo.



Fotos 46 y 47. Aspecto de la parcela de barbecho sembrado BS antes y después de la siega y enterramiento.



Fotos 48 y 49. Parcela de barbecho tardío con la rastrojera del cultivo de la campaña antecedente. A la derecha, detalle del suelo cubierto con esta rastrojera.



Fotos 50 y 51. Parcela de barbecho químico (no laboreo) y detalle del suelo de esta parcela.

5.2.2.4. Modelo de abandono o retirada de tierras de la producción agrícola

Se han realizado tres casos de abandono o retirada de la producción de tierras agrícolas (incluidos en las Medidas Agroambientales (R.D. 4/2001, epígrafes 1.4 y 4.3). En los tres casos, la situación de partida es similar: superficie del suelo estaba recién labrada, en ausencia total de cualquier recubrimiento y con los surcos de labranza orientados a favor de la máxima pendiente.

1. Abandono de larga duración (AB). En octubre de 1993 la parcela fue cerrada y permanece desde entonces sin ningún tipo de intervención. Sobre la superficie de la parcela tiene lugar únicamente el desarrollo de la vegetación espontánea y la actividad de la microflora y microfauna del suelo, y puntualmente la acción de macrofauna del tipo de conejos y roedores.
2. Abandono reciente (ABr). En diciembre de 2008 se inició un nuevo caso de abandono, con la instalación de tres nuevas parcelas replicadas. Desde este momento, el suelo permanece sin ningún tipo de intervención como en el caso anterior.
3. Abandono manejado con desbrozado periódico (ABm). Durante las campañas agrícolas 2000/01 a 2002/2003 se simuló un abandono de tierras realizando un control de la vegetación. El manejo consistió en realizar un desbrozado anual de la vegetación espontánea, dejando el residuo orgánico en superficie y sin incluir labranza alguna del suelo. En este caso se pretendía incorporar un manejo del abandono que pudiera ayudar a combatir posibles riesgos de erosión derivados del desarrollo de la cubierta vegetal.

Las fotos 52 a 54 corresponden a diferentes momentos a lo largo del abandono.



Fotos 52, 53 y 54. Aspecto de la parcela de abandono reciente ABr al mes del inicio del abandono (izqda.) y transcurridos 9 meses (centro) y de la parcela de abandono de larga duración (AB) tras 16 campañas sin intervención (dcha.).

Todos los manejos aplicados en las parcelas cumplen el reglamento vigente de Buenas Prácticas Agrarias y medioambientales establecidas en el R.D. 486/2009 (BOE nº 94 del 17/04/2009), y las diferentes rotaciones quedarían incluidas en las ayudas del *Programa nacional para el fomento de rotaciones de cultivo en tierras de secano* recogido en el R.D. 202/2012 (BOE nº 20 del 24/01/2012).

En resumen, durante el periodo experimental 1993/94 a 2009/10 se han aplicado en las parcelas un total de trece sistemas de manejo diferentes, que incluyen tres manejos de

cultivo de cebada, dos manejos de cultivo de girasol, cinco alternativas de barbecho y tres casos de simulación de abandono o retirada de tierras de la producción. La tabla 3 presenta las siglas correspondientes a éstos sistemas de manejo, que serán utilizadas en el desarrollo de posteriores apartados.

| Tipos de prácticas agrícolas | Siglas |
|---|--------|
| No laboreo o siembra directa | NL |
| Mínimo laboreo | ML |
| Laboreo convencional | LC |
| Manejos aplicados en las parcelas experimentales | Siglas |
| Cebada con prácticas de no laboreo | CNL |
| Girasol con prácticas de no laboreo | GNL |
| Barbecho con prácticas de no laboreo | BNL |
| Cebada con prácticas de mínimo laboreo | CML |
| Barbecho verde o semillado con prácticas de mínimo laboreo | BSML |
| Barbecho tardío con prácticas de mínimo laboreo | BTML |
| Barbecho blanco con prácticas de mínimo laboreo | BBML |
| Cebada con prácticas de laboreo convencional | CLC |
| Girasol con prácticas de laboreo convencional | GLC |
| Barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional | BBLC |
| Abandono de larga duración (octubre 1993) | AB |
| Abandono reciente (diciembre 2008) | ABr |
| Abandono manejado con desbrozado periódico de la vegetación | ABm |

Tabla 3. Resumen de las principales siglas utilizadas en el presente capítulo para las prácticas y manejos agrícolas analizados.

5.3. VARIABILIDAD ANUAL DE LAS PRODUCCIONES DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS DURANTE LA FASE EXPERIMENTAL

Se presentan a continuación los resultados obtenidos para cada manejo en las diferentes campañas del periodo experimental 1993/94 a 2009/10, incluyendo el número de episodios en los que se registró escorrentía en cada campaña, el coeficiente de escorrentía anual y tasa de erosión anual. Cabe destacar que durante las campañas 2008/09 y 2009/10 cada manejo se aplicó en tres parcelas. Sin embargo, en ningún caso los resultados obtenidos mostraron diferencias significativas. Por tanto, para facilitar la exposición, tan sólo se presenta en cada manejo el valor medio resultante de las tres réplicas, considerado como una sola parcela.

Previamente se expone una síntesis sobre resultados obtenidos en otros estudios llevados a cabo con parcelas experimentales en ambientes Mediterráneos, que se irán comparando en los sucesivos apartados con los resultados obtenidos en La Higuera.

5.3.1. Resultados previos en ambientes Mediterráneos

En la tabla 4 se presenta un resumen de los datos recopilados en la bibliografía relativos a producciones de escorrentía y tasas de erosión hídrica anuales de diferentes sistemas agrícolas y áreas de vegetación natural de clima Mediterráneo en el Sur de Europa. La revisión bibliográfica referente a los modelos de manejo directamente comparables con los aplicados en las parcelas experimentales, cultivos de cereal, barbechos y modelos de abandono, se realizó de manera pormenorizada, y se han incluido en la tabla todas las referencias encontradas. No obstante, de acuerdo con López Bermúdez y García Ruíz (2008) y García Ruíz y López Bermúdez (2009), entre otros, a pesar de la importancia de este tipo de manejos en el panorama agrícola del entorno mediterráneo, tanto por la gran extensión que ocupan, como por los problemas de erosión que generan, el número de trabajos realizados es muy reducido, y prácticamente no se han encontrado estudios que incluyan tasas de escorrentía y erosión directamente comparables con los obtenidos en la finca experimental La Higuera.

En el caso de los cultivos leñosos y la vegetación natural, no se pretendió realizar una recopilación exhaustiva de los trabajos llevados a cabo en estos ambientes, por lo que la tabla muestra tan solo algunos de los trabajos más representativos realizados hasta la fecha.

En todos los casos, los datos corresponden a tasas anuales de escorrentía y erosión registradas bajo lluvia natural en parcelas experimentales cerradas, de tamaño entre 16 y 320 m², dotadas de sistemas colectores de escorrentía y sedimentos.

La principal característica del conjunto de datos es la elevada variabilidad, tanto en las precipitaciones monitorizadas, característica fundamental del clima mediterráneo, como en las producciones de escorrentía y sedimentos registradas en las parcelas. Como se puede observar en los manejos aplicados en las parcelas, para una misma estación experimental las producciones de escorrentía y sedimentos presentan valores muy variables, y esta variabilidad aumenta más aún cuando se comparan los resultados obtenidos en varias estaciones para el mismo sistema de manejo.

Por otro lado, las diferencias en la duración de los periodos de observación suponen otra fuente de variabilidad. Destacan los trabajos realizados en Portugal por Roxo (1993, en Poesen y Hooke, 1997) y Figueredo *et al.* (1998), de treinta y ocho años de duración respectivamente; los llevados a cabo por Romero Díaz *et al.* (1998) en Murcia, con una serie de datos de nueve años; y los efectuados por Lasanta Martínez (2003) en Zaragoza, de ocho años de duración. Si bien, como se observa en la tabla 4, la mayoría de las referencias encontradas corresponden a series experimentales inferiores a cuatro años. No se han incluido los trabajos que presentan periodos de medición de un año.

En los posteriores apartados se irán comparando los resultados obtenidos en la fase experimental con los de los distintos trabajos recogidos en la tabla 4.

| SISTEMA DE MANEJO | PERIODO | PRECIPITACIÓN (mm año ⁻¹) | TAMAÑO Y PENDIENTE PARCELAS | ZONA ESTUDIO | COEFICIENTE ESCORRENTÍA (%) | TASA EROSIÓN (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹) | REFERENCIA |
|-----------------------------|-------------------------------------|--|--|--|-----------------------------------|--|---|
| LABOREO CONVENCIONAL | | | | | | | |
| Cebada | 1990 - 1991 | 345.2 | 16 m ² ; 7% | El Ardal (Murcia, España) | 1.35 – 3% 2.23% | 0.05 - 0.19 | López Bermúdez, <i>et al.</i> 1991 |
| Cebada | 1989 - 1997 | 302.5 | 16 m ² ; 7% | El Ardal (Murcia, España) | 3.8% | 0.78 | Romero Díaz <i>et al.</i> , 1998 |
| Trigo | - | 276 - 574 | 160 m ² 16 m ² 20 m ² | Vale Formoso(Portugal), El Ardal (Murcia), Petalona (Grecia) | - | 0.18 | Kosmas <i>et al.</i> , 1997 |
| Trigo | 1961 -1991 | - | - | Alentejo (Portugal) | - | 0.55 – 1.96 | Roxo, 1993, en Poesen y Hooke (1997) |
| Trigo | - | . | . | Patralona (Grecia) | - | 0.2 – 1.0 | Diamantopoulus, 1993, en Poesen y Hooke (1997) |
| Trigo | - | - | . | Tuscany (Italia) | - | 2.6 – 19.8 | Chisci <i>et al.</i> , 1981 , en Poesen y Hooke (1997) |
| Trigo | 1989 - 1997 | 302.5 | 16 m ² ; 7% | El Ardal (Murcia, España) | 3.8% | 1.20 | Romero Díaz <i>et al.</i> , 1998 |
| Cereal | 1983 - 1985 | | | Barcelona (España) | | 0.81 – 24 | Marqués, 1991 |
| Cereal (trigo y cebada) | 1990 - 1994 | 156.5 – 384.5 279.3 | 16 m ² 7% | El Ardal (Murcia, España) | 0.9 – 3.5% 2.54% | 0.31 | Belmonte Serrato <i>et al.</i> , 1999 |
| Cereal | 1992 – 2000 | - | 30 m ² | Valle de Aisa (Zaragoza, España) | 10% | 0.5 | Lasanta Martínez, 2003 |
| Cereal | 2005 - 2006 | 504 – 1190 847 | 16 m ² | Beira Alta (Portugal) | 7.50 – 9.90% | 4.12 – 8.41 | Nunes <i>et al.</i> , 2011 |
| Girasol | - | - | 320 m ² 13% | Albaladejito (Cuenca, España) | 0.86 – 1.19% 1.00% | 0.32 – 1.01 0.80 | Base de datos RESEL, 2008 Inv. Ppal.: Bienes Allas, R. |
| Barbecho con surcos | 1990 - 1994 | 156.5 – 384.5 279.3 | 16 m ² 7% | El Ardal (Murcia, España) | 0.6 – 7.5% 4.4% | 0.95 | Belmonte Serrato <i>et al.</i> , 1999 |
| Barbecho sin surcos | 1990 - 1994 | 156.5 – 384.5 279.3 | 16 m ² 7% | El Ardal (Murcia, España) | 1.7 – 5.4% 2.7% | 0.16 | Belmonte Serrato <i>et al.</i> , 1999 |
| Barbecho | 1992 - 2000 | - | 30 m ² | Valle de Aisa (Zaragoza, España) | 10.8% | 1.00 | Lasanta Martínez, 2003 |
| Suelo desnudo | - | 647.4 | 200 m ² 13% | El Sauzal (Tenerife, España) | 9.81% | 6.59 | Base de datos RESEL, 2008 Inv. Ppal.: Rodríguez Rodríguez, A. |
| Cultivos leñosos | | | | | | | |
| Olivos | 1999 - 2000 | 270 - 460 | 112 m ² | Lanjarón (Granada, España) | 1.5 – 5.6% | 1.0 – 10.4 | Francia Martínez <i>et al.</i> , 2006 |
| Olivos | 2000/01 – 2004/05 (hidrológicos) | 331 – 774 577 | 72 m ² | Córdoba (España) | 0.5 – 18.4% 3.1% | 0.2 – 14.1 2.9 | Gómez <i>et al.</i> , 2009 |
| Olivos | - | 353.4 | 17 m ² 12.5% | El Burete (Murcia, España) | 3.05 – 5.56% | 0.09 – 0.22 | Base de datos RESEL, 2008 Inv. Ppal.:Martínez Mena, M |

| SISTEMA DE MANEJO | PERIODO | PREC. (mm año ⁻¹) | PARCELAS | ZONA ESTUDIO | COEF. ESC. (%) | (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹) | REFERENCIA |
|--|-------------------------------------|-------------------------------|---------------------------|---------------------------------------|------------------------|--|--|
| Viñedo | - | 340 – 850 582 | 20 m ² | Rousillon (Francia) | 0.7 – 31.8% | 0.67 – 4.60 | Kosmas <i>et al.</i> , 1997 |
| Viñedo | 1979 - 1988 | 378 – 785 541 | 160 m ² | Quinta de Santa Barbara (Portugal) | - | 0.06 – 1.91 0.36 | Figuereido <i>et al.</i> , 1998 |
| Almendro | 1990/91 – 1991/92 (agricolas) | - | 144 m ² 38% | Lanjarón (Granada, España) | - | 0.21 – 2.40 | Cuadros <i>et al.</i> , 1993 |
| MÍNIMO LABOREO | | | | | | | |
| Cebada | 1994 - 1997 | 446.3 | 80 m ² | Albaladejito (Cuenca, España) | 0.19 – 0.55% 0.33% | - | Bienes <i>et al.</i> , 2001 Nicolau <i>et al.</i> , 2002 |
| Cebada | 1994 - 1997 | 314.15 | 80 m ² | Aranjuez (Madrid, España) | 0.32 – 2.65% 1.35% | - | |
| Cebada | 1994 - 1997 | 485.5 | 80 m ² | Marchamalo (Guadalajara, España) | 0.35 – 0.78% 0.54% | 0.018 – 0.130 0.071 (1994 – 1996) | Bienes <i>et al.</i> , 1997 y 2001 Nicolau <i>et al.</i> , 2002 |
| Cebada | 1994 - 1997 | 406 | 80 m ² | El Encin (Madrid, España) | 0.2 – 0.98% 0.50% | 0.005 – 0.1 0.059 (1994 – 1996) | |
| NO LABOREO | | | | | | | |
| Olivos con bandas de cebada | 1999-2000 | 270-460.1 | 112 m ² | Lanjarón (Granada, España) | 0.3 – 4.3% | 1.7– 2.4 | Francia Martínez <i>et al.</i> , 2006 |
| Olivos NL con cubierta de cebada | 2000/01 – 2004/05 (hidrológicos) | 331 – 774 577 | 72 m ² | Córdoba (España) | 0.1 – 6.2% 1.2% | 0.03 – 4.5 0.8 | Gómez <i>et al.</i> , 2009 |
| Olivos NL con suelo desnudo (herbicida) | 1999-2000 | 270-460.1 | 112 m ² | Lanjarón (Granada) | 9.8 – 11.2% | 10.50– 40.70 | Francia Martínez <i>et al.</i> , 2006 |
| Olivos NL con suelo desnudo (herbicida) | 2000/01 – 2004/05 (hidrológicos) | 331 – 774 577 | 72 m ² | Córdoba (España) | 2.9 – 35.9% 11.9% | 0.7 – 18.8 6.9 | Gómez <i>et al.</i> , 2009 |
| Olivos NL con suelo desnudo (herbicida) | 2000/01 – 2004/05 (hidrológicos) | 331 – 774 577 | 72 m ² | Córdoba (España) | 2.9 – 35.9% 11.9% | 0.7 – 18.8 6.9 | Gómez <i>et al.</i> , 2009 |
| Almendro con no laboreo en fajas | 1990/91 – 1991/92 (agricolas) | - | 144 m ² | Lanjarón (Granada, España) | - | 0.07 – 2.42 | Cuadros <i>et al.</i> , 1993 |
| Suelo desnudo (herbicida) | 1994 - 1997 | 446.3 | 80 m ² | Albaladejito (Cuenca, España) | 0.84 – 6.93 3.62% | - | Bienes <i>et al.</i> , 2001 Nicolau <i>et al.</i> , 2002 |
| Suelo desnudo (herbicida) | 1994 - 1997 | 314.15 | 80 m ² | Aranjuez (Madrid, España) | 6.72 – 13.92 10.77% | - | |
| Suelo desnudo (herbicida) | 1994 - 1997 | 485.5 | 80 m ² | Marchamalo (Guadalajara, España) | 0.62 – 13.29% 7.21% | 0.12 – 63.84 28.97 (1994 – 1996) | Bienes <i>et al.</i> , 1997 y 2001 Nicolau <i>et al.</i> , 2002 |
| Suelo desnudo (herbicida) | 1994 - 1997 | 406 | 80 m ² | El Encin (Madrid, España) | 4.93 – 11.95% 8.27% | 3.30 – 6.88 4.311 (1994 – 1996) | |

| SISTEMA DE MANEJO | PERIODO | PREC. (mm año ⁻¹) | PARCELAS | ZONA ESTUDIO | COEF. ESC. (%) | (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹) | REFERENCIA |
|-------------------------------------|-------------|-------------------------------|---------------------------|----------------------------------|-----------------------|--|--|
| ABANDONO | | | | | | | |
| Abandono con vegetación espontánea | 1994 - 1997 | 446.3 | 80 m ² | Albaladejito (Cuenca, España) | 0.24 – 0.75% 0.50% | - | Bienes <i>et al.</i> , 2001 Nicolau <i>et al.</i> , 2002 |
| Abandono con vegetación espontánea | 1994 - 1997 | 485.5 | 80 m ² | Marchamalo (Guadalajara, España) | 0.67 – 0.75% 0.73% | 0.017 – 0.063 0.044 (1994 – 1996) | Bienes <i>et al.</i> , 1997 y 2001 Nicolau <i>et al.</i> , 2002 |
| Abandono con vegetación espontánea | 1994 - 1997 | 406 | 80 m ² | El Encín (Madrid, España) | 0.7 – 1.12% 0.88% | 0.0002 – 0.121 0.050 (1994 – 1996) | Bienes <i>et al.</i> , 1997 y 2001 Nicolau <i>et al.</i> , 2002 |
| Abandono con vegetación espontánea | 1994 - 1997 | 314.15 | 80 m ² | Aranjuez (Madrid, España) | 0.94 – 3.52% 1.76% | - | Bienes <i>et al.</i> , 2001 Nicolau <i>et al.</i> , 2002 |
| Abandono con siembra de leguminosas | 1994 - 1997 | 446.3 | 80 m ² | Albaladejito (Cuenca, España) | 0.62 – 0.93% 0.76% | - | |
| Abandono con siembra de leguminosas | 1994 - 1997 | 485.5 | 80 m ² | Marchamalo (Guadalajara, España) | 0.65 – 0.81% 0.70% | - | |
| Abandono con siembra de leguminosas | 1994 - 1997 | 406 | 80 m ² | El Encín (Madrid, España) | 0.54 – 3.39% 1.37% | - | |
| Abandono con siembra de leguminosas | 1994 - 1997 | 314.15 | 80 m ² | Aranjuez (Madrid, España) | 0.78 – 4.82% 4.36% | - | |
| Abandono corta duración (2-3 años) | 2005 - 2006 | 504 – 1190 847 | 16 m ² | Beira Alta (Portugal) | 4.61 – 5.90% | 0.12 – 0.30 | Nunes <i>et al.</i> , 2011 |
| Abandono larga duración | 2005 - 2006 | 504 – 1190 847 | 16 m ² | Beira Alta (Portugal) | 0.01 – 0.17% | 0.00 – 0.01 | |
| Abandono tras cereal | 1995 - 1997 | 117.6 – 423.4 299.9 | 16 m ² 7% | El Ardal (Murcia, España) | 2.5 – 9.3% 5.7% | 2.09 | Belmonte Serrato <i>et al.</i> , 1999 |
| Abandono tras Barbecho con surcos | 1995 - 1997 | 117.6 – 423.4 299.9 | 16 m ² 7% | El Ardal (Murcia, España) | 4.4 – 13.6 10.4% | 15.55 | |
| Abandono tras Barbecho sin surcos | 1995 - 1997 | 117.6 – 423.4 299.9 | 16 m ² 7% | El Ardal (Murcia, España) | 2.7 – 12.5 7.9% | 2.80 | |
| Abandono con vegetación espontánea | 1988- 1991 | - | - | Alentejo (Potugal) | - | 0.18 – 0.28 | Roxo, 1993, en Poesen y Hooke, 1997 |
| OTROS NO AGRICOLAS | | | | | | | |
| Suelo desnudo | - | 359.1 | 320 m ² | Porta-Coeli (Valencia, España) | 2.19% | 0.290 | Base de datos RESEL, 2008 Inv. Ppal. Rubio Delgado, J.L. |
| Suelo desnudo (herbicida) | 1996 - 1999 | 330.4 | 16 m ² | Alicante (España) | 4.42 | 1.90 | Chirino <i>et al.</i> , 2003 |
| Suelo desnudo (herbicida) | 1998 - 1999 | 205.5 - 346.2 275.9 | 324 m ² 20% | Porta-Coeli (Valencia, España) | 3.13 -6.63% 4.16% | mirar | Rubio, J.L. <i>et al.</i> 1990 |
| Matorral | 1996 - 1999 | 330.4 | 16 m ² | Alicante (España) | 0.60 | 0.04 | Chirino <i>et al.</i> , 2003 |
| Matorral | 1990 - 1991 | 345.2 | 16 m ² 11% | El Ardal (Murcia, España) | 0.68 - 0.78% | 0.002 – 0.006 | López Bermúdez <i>et al.</i> , 1991 |

| SISTEMA DE MANEJO | PERIODO | PREC. (mm año ⁻¹) | PARCELAS | ZONA ESTUDIO | COEF. ESC. (%) | (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹) | REFERENCIA |
|---------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------|---------------------------|---|-----------------------|--|--|
| Matorral | 1981 - 1997 | 302.5 | 16 m ² ; 7% | El Ardal (Murcia, España) | 1.0 – 2.6% 1.73% | 0.11 – 0.15 0.13 | Romero Díaz <i>et al.</i> , 1998 |
| Matorral | Nov 1992 – nov 1993 | 634.1 | 20 m ² | Puebla de Belena (Madrid, España) | 0.10% | 0.007 – 0.004 | Williams <i>et al.</i> , 1995 |
| Pinar | Nov 1992 – nov 1993 | 634.1 | 20 m ² | Puebla de Belena (Madrid, España) | 0.10% | 0.002 – 0.003 | Williams <i>et al.</i> , 1995 |
| Pinar | 1997/98 – 1998/99 (hidrológicos) | 189.9 – 215.9 | 30 m ² | Sierra del Picarcho (Murcia, España) | 0.52 – 3.09% | - | Castillo <i>et al.</i> , 2000 |
| Pinar con matorral | 1996 - 1999 | 330.4 | 16 m ² | Alicante (España) | 0.4 | 0.02 | Chirino <i>et al.</i> , 2003 |
| Pinar con pastizal | 1996 - 1999 | 330.4 | 16 m ² | Alicante (España) | 0.65 | 0.05 | Chirino <i>et al.</i> , 2003 |
| Pastizal | 1996 - 1999 | 330.4 | 16 m ² | Alicante (España) | 0.55 | 0.04 | Chirino <i>et al.</i> , 2003 |
| Espartal | 1996 - 1999 | 330.4 | 16 m ² | Alicante (España) | 2.75 | 0.31 | Chirino <i>et al.</i> , 2003 |
| Espartal | 1997/98 – 1998/99 (hidrológicos) | 189.9 – 215.9 | 30 m ² | Sierra del Picarcho (Murcia, España) | 0.58 – 2.77% | - | Castillo <i>et al.</i> , 2000 |
| Eucaliptos | - | 171 – 564 | 20 m ² | Is Olias (Sardinia, Italia) | 0.6 – 8.2% | 0.014 – 0.656 | Kosmas <i>et al.</i> , 1997 |
| Vegetación natural | 1998 - 1999 | 205.5 - 346.2 275.9 | 322 m ² 20% | Porta-Coeli (Valencia, España) | 4.53 – 5.95% 5.42% | - | Rubio, J.L. et al. 1990 |
| Vegetación natural (matorral y pinar) | - | 359.1 | 320 m ² | Porta-Coeli (Valencia, España) | 0.78% | 0.020 | Base de datos RESEL, 2008 Inv. Ppal. Rubio Delgado, J.L |

Tabla 4. Coeficientes de escorrentía y tasas anuales de erosión medidos en parcelas experimentales cerradas en diferentes sistemas agrícolas y áreas de vegetación natural en ambiente Mediterráneo del Sur de Europa. Se incluye en cada caso el periodo de medición (sólo se han incluido trabajos con periodos superiores a un año), la precipitación anual y el área y pendiente de las parcelas. Los datos corresponden a promedios anuales o rangos de variación de las tasas anuales.

5.3.2. Episodios de lluvia con generación de escorrentía

En el presente apartado se expone el número de episodios de lluvia que en el que se registró escorrentía en cada manejo para cada campaña agrícola del periodo experimental. Para ello, se han eliminado los episodios con una precipitación acumulada P inferior a un milímetro. De esta manera, se trata de eliminar la posible distorsión que éstos pudieran causar, ya que son episodios muy numerosos, pero con una probabilidad prácticamente nula de ser erosivos y una influencia muy limitada en la respuesta hidrológica y erosiva del suelo. El número total de episodios con una precipitación acumulada inferior a un milímetro durante la fase experimental fue de 220.

Por otro lado, en este caso se consideran independientes dos episodios de lluvia cuando se registraron las producciones de escorrentía y sedimentos de forma independiente, de manera que varios episodios se agrupan en uno solo cuando tan sólo se disponga de datos globales de producción de escorrentía y/o sedimentos. Por tanto, en este apartado se tendrán en cuenta para los análisis un total de 816 episodios de lluvia de los 1192 registrados en las 17 campañas agrícolas que abarcan la fase experimental.

Las figuras 15 a 19 muestran el número de episodios de lluvia registrados en cada campaña agrícola ($P > 1$ mm), y el número y porcentaje de éstos que dieron lugar a la generación de escorrentía superficial en cada manejo.

5.3.2.1. Manejos con prácticas de no laboreo o siembra directa (NL)

El cultivo de cebada mediante prácticas de siembra directa (CNL) se aplicó en un total de 14 campañas agrícolas (1993/94, 1995/96, 1997/98 y de 1999/00 a 2009/10) (tabla 2), en las que se observa una clara tendencia a la reducción de la producción de escorrentía con el tiempo de aplicación del manejo (fig. 15). Así, tras cuatro años sin realizar ningún tipo de labranza sobre el suelo, el porcentaje de episodios con escorrentía se redujo drásticamente en la campaña 1997/98, y permaneció siempre inferior al 10% para el resto las 12 campañas restantes. Esta reducción en la escorrentía fue paralela al desarrollo de la cobertura vegetal, que tras la fase inicial de colonización, a partir de la campaña 1999/00 cubre de forma permanente al menos el 50% de la superficie de la parcela. Desde ese momento, el porcentaje de episodios con escorrentía por campaña es estable y muy reducido para todas las campañas, oscilando entre el 0% en las campañas 2004/05, 2005/09 y 2009/10, en las que ningún episodio de lluvia generó escorrentía, y el 8.5% en la campaña 2006/07, resultando un valor medio de 2.9%. Del total de 745 episodios de lluvia analizados en las 14 campañas agrícolas en las que está presente este manejo, tan sólo se registró escorrentía en 63 de ellos (8.4%).

Los datos procedentes de la campaña 2006/07 no se considerarán para futuros análisis, ya que, debido a una serie de incidencias durante la siembra de la cebada, se alteraron las condiciones de la superficie del suelo respecto a las esperadas con este manejo. De tal modo que tras la siembra el suelo quedó parcialmente desprovisto de cobertura y con presencia de rodadas en superficie de la parcela, tal y como se puede observar en la foto 55. Todo ello ocasionó que durante esa campaña se registrara un mayor número de episodios con escorrentía.



Foto 55. Aspecto de la parcela con cultivo de cebada no laboreo (CNL) después de la siembra de la campaña 2006/07.

El cultivo de girasol con prácticas de siembra directa (GNL) se aplicó en 6 campañas agrícolas (1994/95, 1996/97, 1998/99, 2000/01, 20001/02 y 2002/03), aunque diferentes circunstancias en las campañas 1998/99 y 2000/01 provocaron respuestas anómalas en este manejo. En primer lugar, incidencias ocurridas a comienzos de la campaña 1998/99 impidieron la realización de la siembra del girasol, por lo que la parcela se mantuvo toda la campaña cubierta con la rastrojera de la campaña anterior. En el caso de la campaña 2000/01, la fuerte sequía que tuvo lugar a partir del mes de mayo provocó que la emergencia del girasol fuera muy baja, dando lugar a una cubierta extraordinariamente reducida que provocó en este caso un aumento en la producción de escorrentía. Exceptuando estos valores anómalos, el porcentaje de episodios con ocurrencia de escorrentía para este manejo se sitúa entre el 1.4 y 18.6% del total de los eventos de lluvia por campaña (fig. 15), con un valor medio del 10.8%, inferior a la media para el cultivo de cebada mediante las mismas prácticas de siembra directa (2.9%).

Respecto a la parcela con barbecho químico sin laboreo (BNL), hay que destacar que durante las 7 campañas agrícolas consecutivas de aplicación de este manejo (2003/04 a 2009/10, que suman un total de 305 episodios de lluvia, no se generó escorrentía en ninguno de ellos (fig. 15). Como se verá o en el capítulo 10, estos resultados se relacionan con el hecho de que con este manejo, la superficie del suelo permanece con un recubrimiento vegetal de al menos el 80% durante toda la campaña.

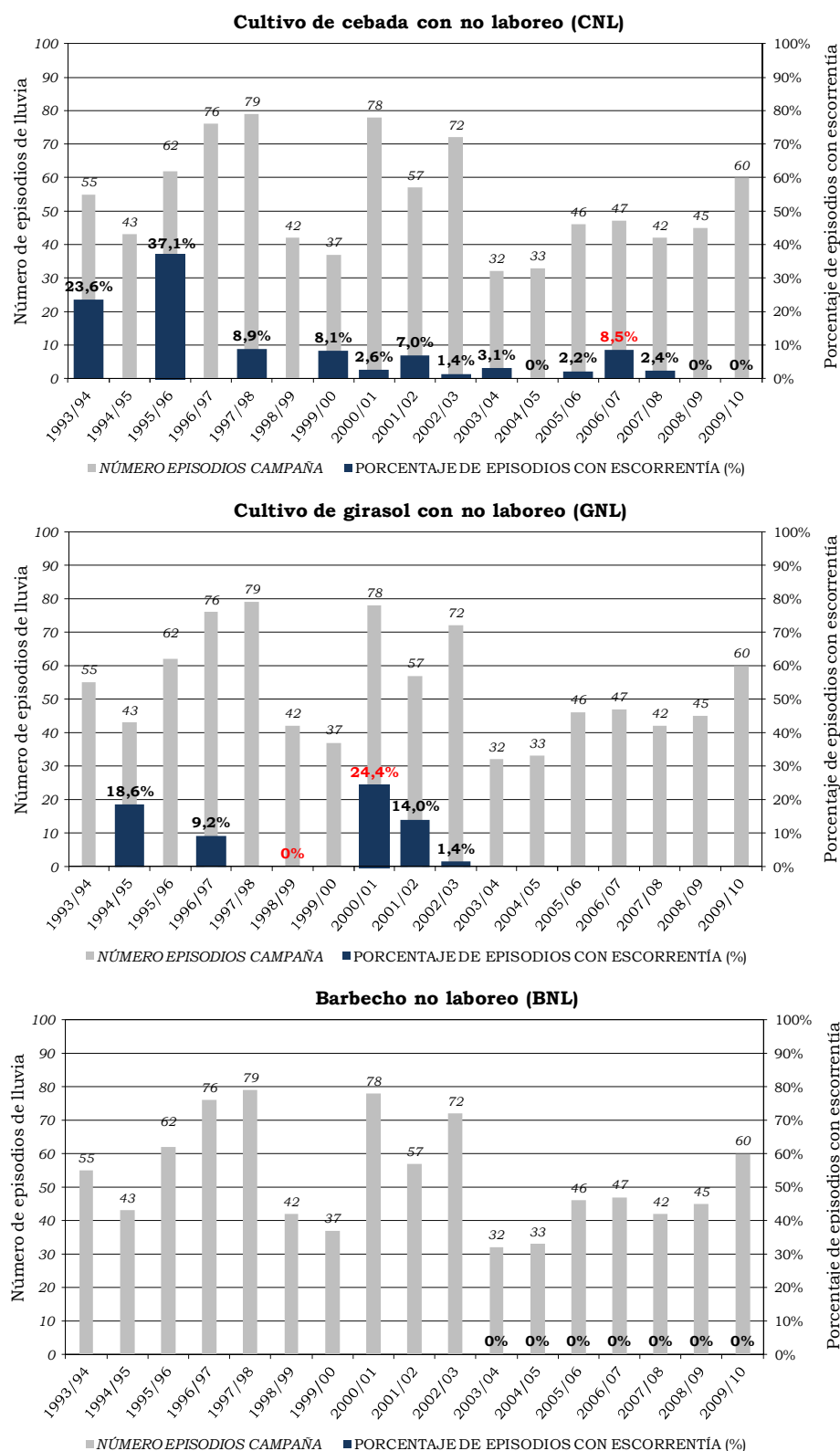


Figura 15. Episodios de lluvia con generación de escorrentía en los manejos con prácticas de no laboreo o siembra directa: cultivo de cebada (CNL), de girasol (GNL) y barbecho químico (BNL). Se indica el número total de episodios contabilizados en cada campaña, y el porcentaje de éstos en los que se registró escorrentía.

5.3.2.2. Manejos con prácticas de mínimo laboreo (ML)

El manejo de mínimo laboreo ha sido aplicado al cultivo de cebada (CML) y a tres tipos de barbechos: semillado o verde (BSML), tardío (BTML) y blanco (BBML). Los resultados relativos al número de episodios de lluvia que dieron lugar a generación de escorrentía para cada campaña se presentan en las figuras 16 y 17.

El cultivo de cebada (CML) se aplicó durante 7 campañas agrícolas consecutivas (2003/04 a 2009/10) en dos parcelas, una en rotación con el BTML (parcela 1) y otra en rotación con el BBML (parcela 2). Como muestra la figura 16, los resultados obtenidos son similares en ambas parcelas. El mayor número de episodios con escorrentía se registró en la campaña 2009/10, con 15 episodios, que suponen el 25% del total de episodios de lluvia de la campaña. La campaña 2005/06 registró, por el contrario, el menor número de episodios con escorrentía de la serie, con tan solo un episodio en la parcela 1 (2.2%) y ninguno en la 2 (0%). El valor medio para las 7 campañas es del 9.1%.

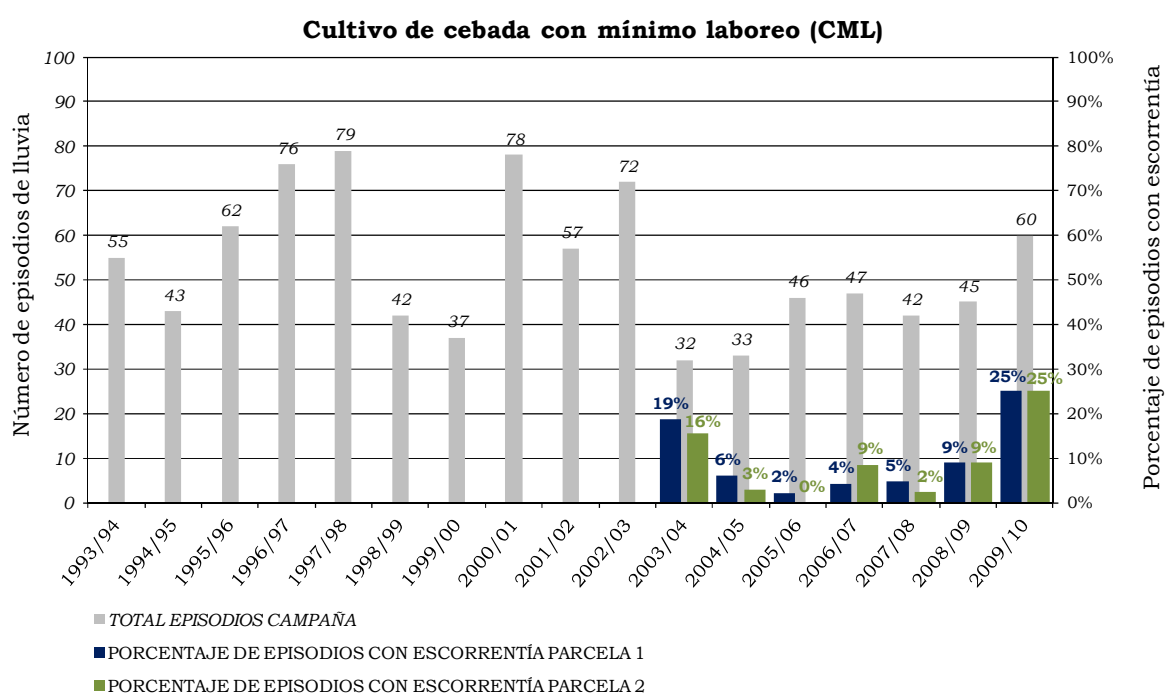


Figura 16. Episodios de lluvia con generación de escorrentía en las parcelas con cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML). Se indica el número total de episodios contabilizados en cada campaña, y el porcentaje de éstos en los que se registró escorrentía.

El barbecho verde o semillado (BSML) comenzó en la campaña 2000/01 y permaneció hasta finales de diciembre de 2008, teniendo por tanto datos de 8 campañas completas (2000/01 a 2007/08) y una parcial (2008/09). En las campañas 2000/01 y 2003/04 sucedieron incidencias que alteraron la aplicación del manejo de tal modo que los resultados se vieron afectados. En la primera de ellas (2000/01), debido al exceso de humedad en el suelo en los meses de otoño e invierno, no se pudo llevar a cabo la siembra del cultivo mixto de veza y avena, por lo que el suelo permaneció sin cubierta alguna durante toda la campaña agrícola. Por otro lado, durante la siembra de 2003, se produjo una sobrecompactación de la capa superficial del suelo por estar éste demasiado húmedo. Por tanto, dichas campañas no se tendrán en cuenta en posteriores análisis. En las 7 campañas restantes, los porcentajes de episodios con escorrentía respecto del total de episodios de lluvia de la campaña son muy

variables, oscilando entre un máximo del 17.5% en la campaña 2001/02) y el 0% en las campañas 2004/05 y 2007/08, con un valor medio de 7.5% (fig. 17).

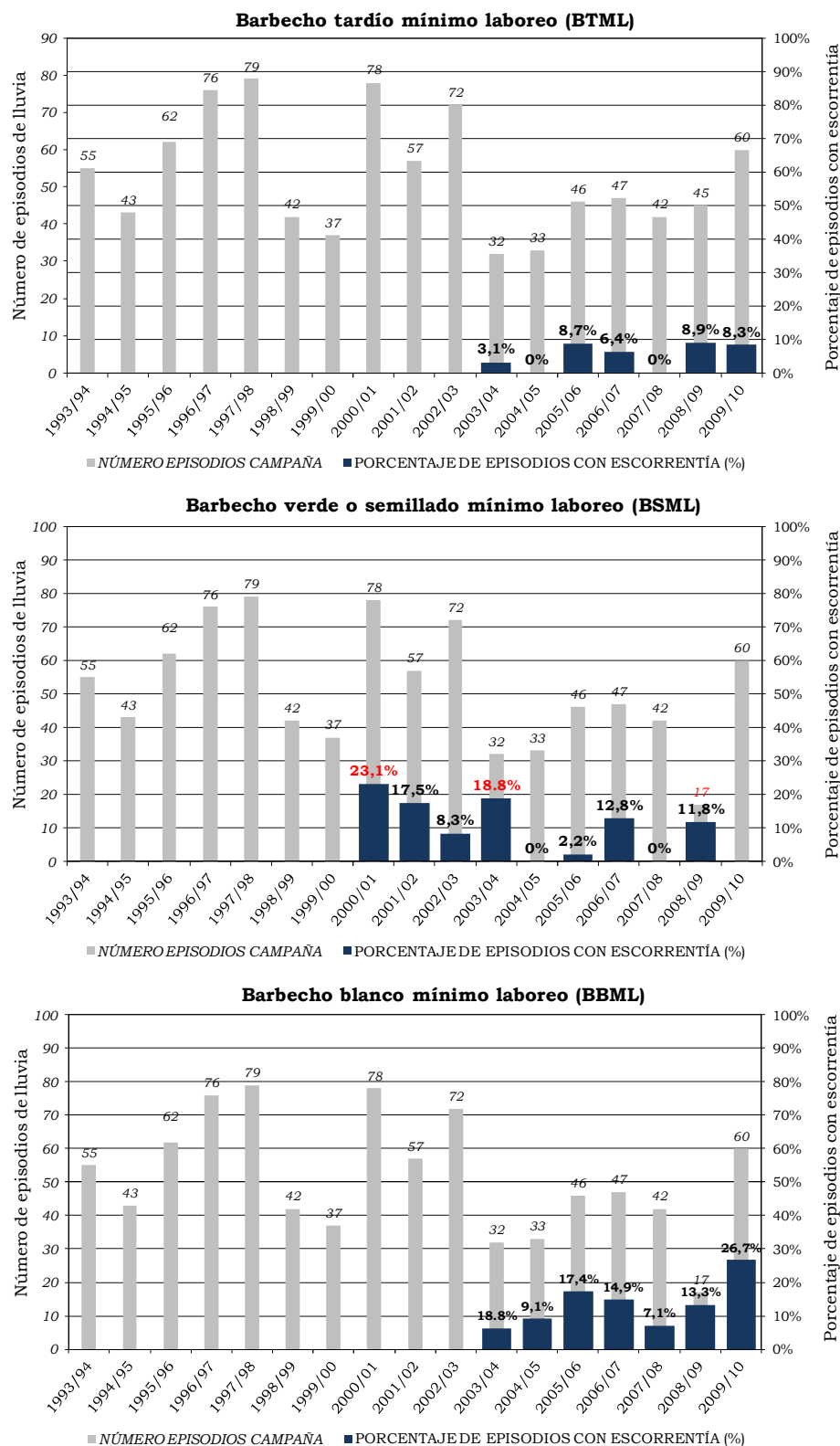


Figura 17. Episodios de lluvia con generación de escorrentía en los barbechos con prácticas de mínimo laboreo: sembrado o verde (BSML), tardío (BTML) y blanco (BBML). Se indica el número total de episodios contabilizados en cada campaña, y el porcentaje de éstos en los que se registró escorrentía.

Los barbechos tardío (BTML) y blanco (BBML) se aplicaron en las 7 campañas agrícolas comprendidas entre 2003/04 y 2009/10, y presentan resultados muy contrastados (fig. 17). El porcentaje medio de episodios con escorrentía por campaña para el BTML es de 4.1%, mientras que asciende a 13.5% para el BBML, más del triple que el BTML. Ambos registraron los valores máximos en las campañas 2005/06 y 2009/10, pero con valores de 8.7% y 8.3% para el tardío y 17.4% y 26.7% en el caso del blanco. Respecto a los mínimos, el BTML no tuvo ningún episodio con generación de escorrentía en las campañas 2004/05 y 2007/08, mientras que para estas mismas, el BBML registró 3 episodios con escorrentía en cada campaña (9.1% y 7.1% del total de episodios respectivamente). De total de 305 episodios, el barbecho BTML registró escorrentía en tan sólo 14 de ellos (4.6%), mientras que el BBML lo hizo en 45 (14.8%).

De los tres tipos de barbechos con prácticas de ML analizados, el barbecho blanco (BBML) es el que presenta un porcentaje medio de episodios con escorrentía por campaña más elevado (13.5%), y el barbecho tardío (BTML) el más reducido (4.1%).

5.3.2.3. Manejos con prácticas de laboreo convencional (LC)

Tanto el cultivo como el barbecho manejados con estas prácticas comenzaron a realizarse desde la instalación del campo experimental, disponiendo por tanto de datos de 14 campañas agrícolas completas para el cultivo de cebada (CLC) y de 17 para el barbecho blanco (BBLC). Estos dos manejos, junto con el cultivo de cebada con prácticas de siembra directa (CNL) y el modelo de retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono (AB), presentan las series de datos más consistentes de la experimentación debido a su extensa duración temporal.

En el caso del cultivo de cebada (CLC), los resultados muestran una gran variabilidad interanual en el número de episodios que dieron lugar a escorrentía, con un máximo en la campaña 1995/96, en la que el 42% de los episodios de lluvia generaron escorrentía, y un mínimo para la campaña 2005/06, en la que ningún episodio de lluvia la generó (fig. 18). El valor medio para las 14 campañas analizadas es de 15.2%, y del total de 745 episodios de lluvia, se registró escorrentía en 121, que supone el 16.2% del total.

El girasol con prácticas de laboreo convencional (GLC) se aplicó en 6 campañas agrícolas (1994/95, 1996/97, 1998/99, 2000/01, 2001/02 y 2002/03), y sufrió las mismas incidencias ya mencionadas en el caso del GNL, por lo que los resultados de las campañas 1998/99 y 2000/01 deben considerarse anómalos. A excepción de estas campañas, el porcentaje medio de episodios con escorrentía respecto al total de episodios de lluvia de la campaña es del 20.5%, más del doble que en el GNL (10.8%).

El barbecho blanco (BBLC) representa el manejo más susceptible a la generación de escorrentía de todos los manejos analizados. De las 17 campañas agrícolas analizadas (1993/94 a 2009/10), que suman un total de 906 episodios de lluvia, se registró escorrentía en 164 de ellos, lo que supone un 18.1% del total. Los porcentajes de episodios con escorrentía frente al total de episodios para cada campaña presentan un amplio rango de variación (fig. 18), fluctuando entre un máximo de 40.3% (campaña 1995/96) y mínimos de 0% (campañas 2004/05 y 2007/08), resultando un porcentaje medio del 16.4%. El mismo porcentaje, para el caso del barbecho blanco con prácticas de mínimo laboreo (BBML) es del 13.5%.

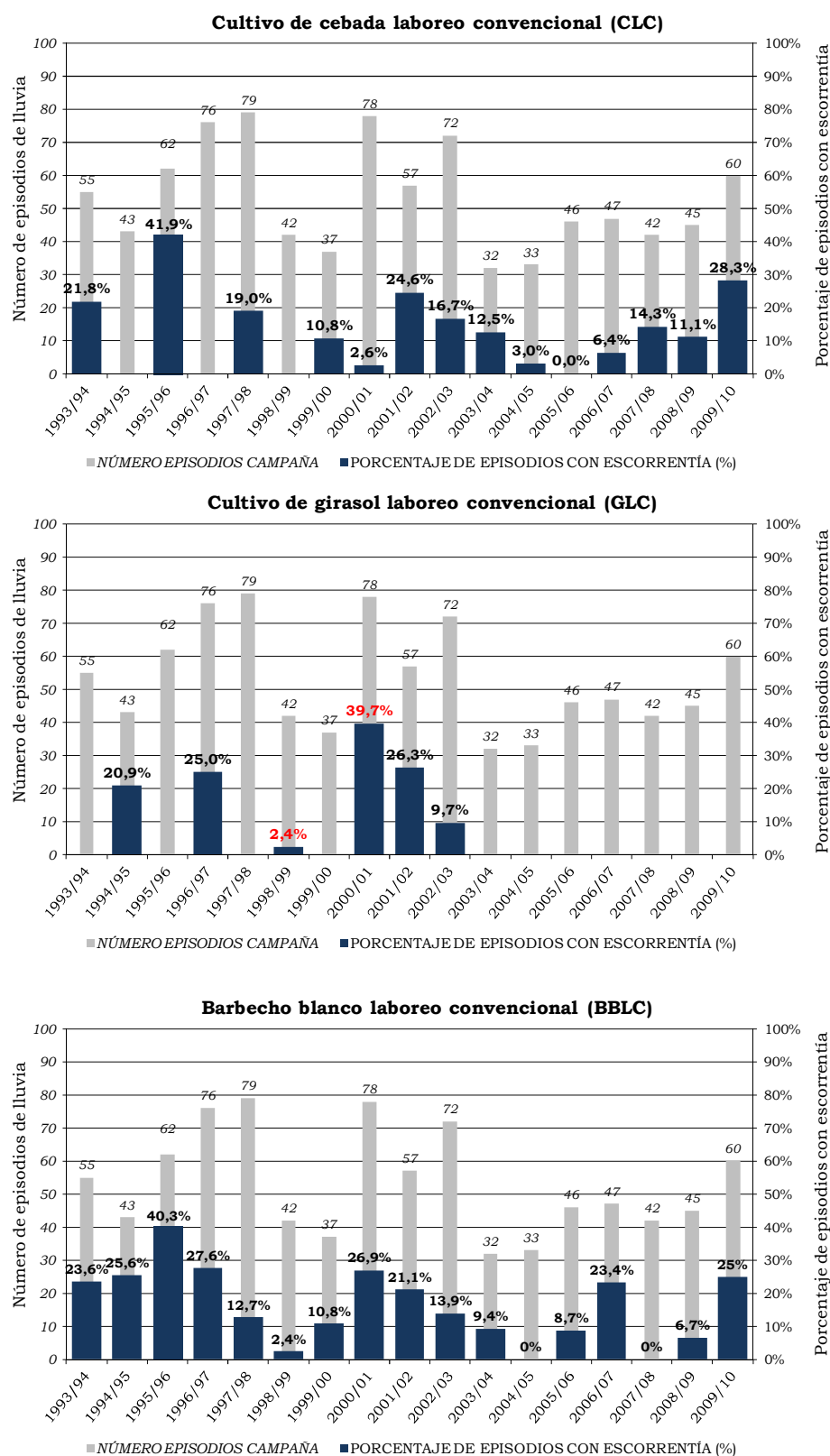


Figura 18. Episodios de lluvia con generación de escorrentía en los manejos con prácticas de laboreo convencional: cultivo de girasol (GLC), de cebada (CLC) y barbecho blanco (BBLC). Se indica el número total de episodios contabilizados en cada campaña, y el porcentaje de éstos en los que se registró escorrentía.

5.3.2.4. Modelos de retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono

Los tres modelos llevados a cabo: abandono de larga duración (AB), abandono manejado con desbrozado periódico (ABm) y abandono reciente (desde 2009, ABr) destacan por su comportamiento singular y por su tendencia a la reducción en la generación de escorrentía con el tiempo (fig. 19). Si bien es el primero de ellos el que refleja de manera más clara, debido a su extensa duración, la fase de colonización y posterior desarrollo de la vegetación espontánea que conlleva esta reducción, coincidente con lo observado en otros estudios con series de larga duración, por ejemplo Lasanta *et al.*, 2010. Esta misma tendencia se observaba en las parcelas de NL, especialmente en el BNL, sobre la que tampoco se realiza ningún tipo de labor desde el comienzo de su aplicación.

El AB se inició en marzo de 1993, por lo que se dispone de datos de 17 campañas agrícolas completas (1993/94 a 2009/10). De éstas, tan sólo las dos primeras tuvieron episodios con generación de escorrentía, aunque ya se observa una drástica reducción de la primera a la segunda. En la campaña 1993/94, la cubierta vegetal era muy escasa, ya que se partía de un suelo recién labrado y completamente desprovisto de cubierta, y el 38% de los episodios de lluvia de la campaña dieron lugar a la producción de escorrentía. Sin embargo, ya en la campaña 1994/95, el recubrimiento del suelo superó el 80%, y tan sólo un episodio generó escorrentía (2.3% del total de la campaña). A partir de esa campaña, en las 15 restantes, que acumulan un total de 808 episodios de lluvia, no se registró ningún episodio con generación de escorrentía (fig. 19).

La misma tendencia se observa en el ABm. Aunque este manejo solo se mantuvo durante tres campañas agrícolas (2000/01, 2001/02 y 2002/03), se observa una reducción significativa en el porcentaje de episodios de escorrentía desde la primera, con un 25% de los episodios con generación de escorrentía, a la última, en la que no se registró ningún episodio con escorrentía (fig. 19).

En el caso del ABr, puesto en marcha en enero de 2009, de los 88 episodios de lluvia analizados, tan sólo se ha registrado escorrentía en 3 de ellos, pertenecientes a la primera campaña 2009/10.

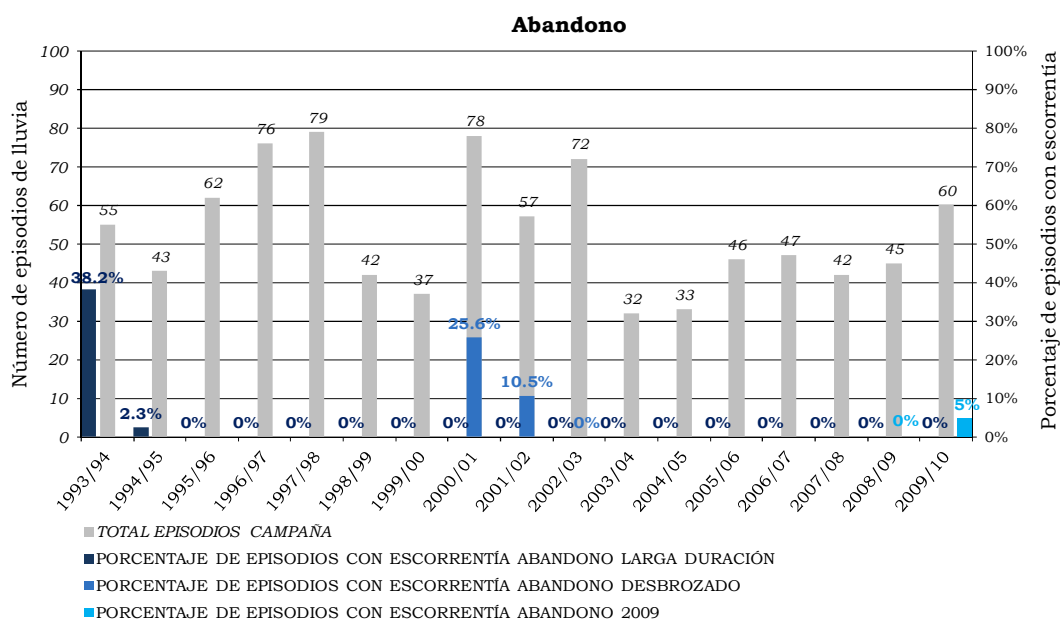


Figura 19. Episodios de lluvia con generación de escorrentía en los tres modelos de retirada de tierras de la producción o abandono: larga duración (AB), manejado (ABm) y reciente (ABr). Se indica el número total de episodios contabilizados en cada campaña, y el porcentaje de éstos en los que se registró escorrentía.

5.3.3. Volúmenes y coeficientes de producción de escorrentía

A continuación se presentan los resultados relativos a los volúmenes de escorrentía anuales ($\text{l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) registrados en cada uno de los manejos aplicados en las parcelas experimentales y sus correspondientes coeficientes de escorrentía C_e (%). Estos coeficientes han sido calculados como el cociente entre la escorrentía total recogida en cada parcela, repartida por su superficie, y la precipitación acumulada en la campaña, multiplicado por cien para expresarlo en porcentaje. De esta manera, el coeficiente de escorrentía representa el porcentaje del volumen total del agua de lluvia que se transformó en escorrentía superficial para cada manejo/parcela. Los coeficientes complementarios de infiltración se obtendrían directamente mediante la diferencia $100-C_e$.

5.3.3.1. Manejos con prácticas de no laboreo o siembra directa (NL)

La figura 20 muestra la representación gráfica de la precipitación total acumulada para cada campaña y los coeficientes de escorrentía (%) obtenidos en cada uno de los tres manejos con prácticas de no laboreo o siembra directa: cultivo de cebada (CNL), cultivo de girasol (GNL) y barbecho químico (BNL).

Destaca el coeficiente obtenido en la campaña 1995/96 para el CNL (26.9%), correspondiente fundamentalmente al invierno de 1995, por tratarse del máximo obtenido para toda la serie de datos con este tipo de prácticas. Sin embargo, hay que destacar que en ese momento, los manejos llevaban menos de dos años de aplicación y, en este caso concreto, el recubrimiento del suelo aún no había alcanzado el alto grado de desarrollo característico de este manejo. Para las 13 campañas restantes, las producciones de escorrentía del CNL son prácticamente nulas, oscilando entre el 0% en las campañas 2004/05, 2008/09 y 2009/10, y un máximo del 1.7% en la campaña 2008/09, lo que supone una media global de 0.4%.

En el caso del GNL, como ya se ha explicado en el apartado anterior (5.3.2.1), los valores de las campañas 1998/99 y 2000/01 se consideran anómalos, si bien no modifican demasiado el comportamiento general del manejo ya que se trata de valores muy reducidos en todo caso. El coeficiente de escorrentía resultante para este manejo es de 1.1%, fluctuando entre el 0% y el 5.1%.

Los coeficientes de escorrentía obtenidos para el BNL fueron nulos para todas las campañas analizadas (fig. 20), lo que se traduce en que la totalidad del agua de lluvia de las 7 campañas fue infiltrada en el suelo, independientemente de la precipitación acumulada en cada una de ellas.



Figura 20. Coeficientes de escorrentía anuales para los manejos con prácticas de no laboreo o siembra directa: cultivo de cebada (CNL), de girasol (GNL) y barbecho químico (BNL). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm).

En resumen, las tres parcelas manejadas con prácticas de siembra directa o no laboreo produjeron unos volúmenes de escorrentía extremadamente reducidos para todo el periodo experimental. Resultados similares se reflejan en los trabajos de Francia Martínez *et al.*

(2006) y Gómez *et al.* (2009) en parcelas de olivar con cubiertas de cebada manejada mediante prácticas de no laboreo, en las que se registraron tasas de escorrentía medias del 2.3% y del 1.2% respectivamente (tabla 4).

Sin embargo, con frecuencia se encuentran en la literatura referencias que muestran elevadas tasas de escorrentía en parcelas con manejos de no laboreo. Por ejemplo, Gómez (2008) en una revisión de los ensayos publicados en Andalucía en parcelas de olivar indica que el no laboreo generó tasas de escorrentía muy superiores al laboreo convencional, o Bienes *et al.* (1997 y 2001) señalan coeficientes de escorrentía entre el 4 y el 11% para parcelas con no laboreo situadas en Madrid, Guadalajara y Cuenca (tabla 4). Es necesario aclarar que éstas se refieren a parcelas en las que se mantiene el suelo desnudo de forma permanente mediante la aplicación de herbicidas, recibiendo por ello el nombre de no laboreo. Si bien, ese tipo de manejo nada tiene que ver con el manejo agrícola denominado no laboreo o siembra directa, como el aplicado en La Higuera (apdo. 5.2.2), en el que, entre otras condiciones, el suelo debe permanecer en todo momento con una cobertura superior al 30%. Por todo ello, las producciones de escorrentía generadas en ambos tipos de manejos no son comparables.

5.3.3.2. Manejos con prácticas de mínimo laboreo (ML)

Los coeficientes de escorrentía resultantes de las parcelas con prácticas de mínimo laboreo se muestran en las figuras 21 y 22. Al igual que en el análisis de los episodios de lluvia que dieron lugar a escorrentía, las parcelas en las que se aplicó el CML no muestran diferencias significativas en el volumen de escorrentía generada (fig. 21). El coeficiente de escorrentía medio anual para toda la serie experimental es del 2.1%. Los trabajos realizados por Bienes y colaboradores (Bienes *et al.*, 1997 y 2001, Nicolau *et al.*, 2002) en parcelas de erosión con CNL durante el periodo 1994-1997, muestran producciones medias de escorrentía similares, aunque ligeramente inferiores, con coeficientes medios del 0.33% para parcelas instaladas en Cuenca, del 0.54% para parcelas en Guadalajara y del 0.5% y 1.35% para parcelas situadas en el entorno de Madrid (tabla 4).

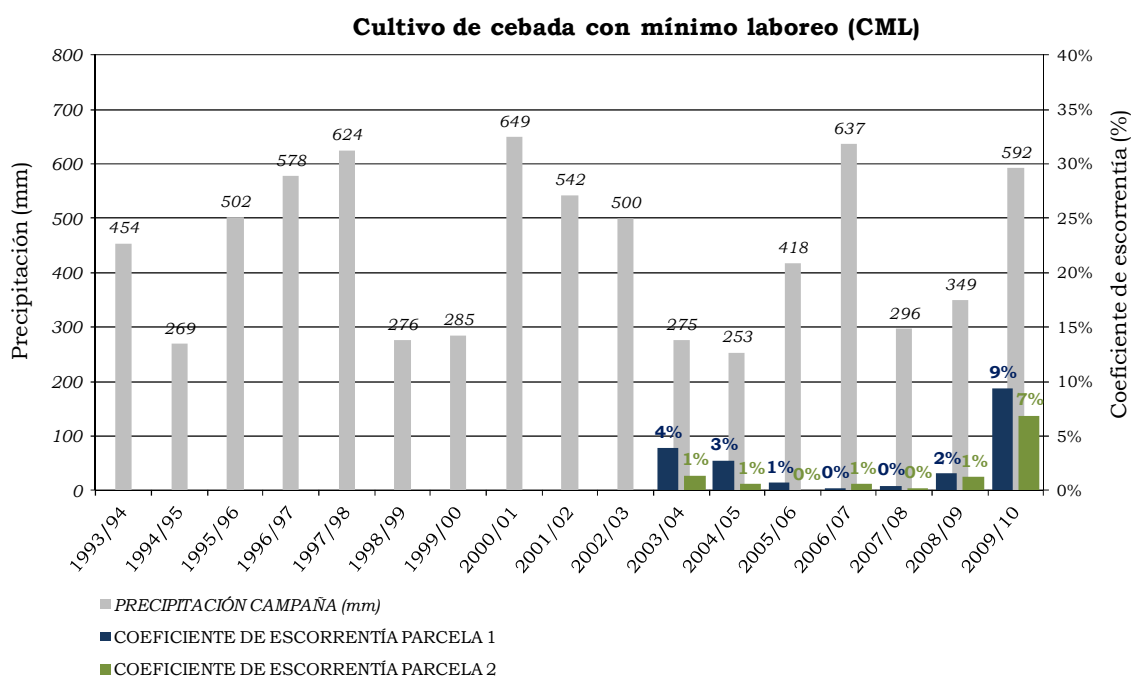


Figura 21. Coeficientes de escorrentía anuales para las parcelas con cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm).

El BSML, aplicado en 9 campañas, tras eliminar los datos anómalos de las campañas 2000/01 y 2003/04 por las razones anteriormente mencionadas, registró coeficientes de escorrentía que varían entre el 0% (2004/05 y 2007/08) y el 6.7% (2001/02) (fig. 22), obteniéndose un coeficiente anual medio del 2.3%, muy similar al CML.

En el caso del BTML, las producciones de escorrentía son aún más reducidas y similares entre las 7 campañas agrícolas. El coeficiente medio para las 7 campañas es de 0.8%, con un valor máximo en la campaña 2008/09 del 2.6% y un mínimo de 0% en 2004/05 (fig. 22). En el BBML se observan también coeficientes reducidos para las campañas 2003/2004 a 2007/08, con valores entre 0.4% (2003/04) y 2% (2006/07). Sin embargo, los coeficientes ascienden en las campañas 2008/09 y 2009/10, con 6 y 11.9% respectivamente, si bien estas campañas no muestran las mayores precipitaciones totales de la fase experimental. El coeficiente de escorrentía medio resultante para esta variedad de barbecho es del 3.4%, superior a los coeficientes obtenidos para los dos barbechos anteriores.

5.3.3.3. Manejos con prácticas de laboreo convencional (LC)

La figura 23 muestra los coeficientes de escorrentía obtenidos para las parcelas manejadas con laboreo convencional: cultivo de cebada (CLC), de girasol (GLC) y barbecho blanco (BBLC). En los tres casos se presentan resultados con una enorme variabilidad entre campañas, destacando la campaña 1995/96, en la que se registraron las máximas producciones de escorrentía, con coeficientes del 28.5% y 36.8% para el CLC y BBLC respectivamente.

El CLC presenta un rango de variación que oscila entre coeficientes de escorrentía de 28.5% y 0%, con una media para las 14 campañas agrícolas de 5.8%. En el caso del GLC, la media asciende a 6.4%, sin tener en cuenta los valores de las campañas 1998/99 y 2000/01 por las razones expuestas anteriormente.

Para el BBLC se obtiene un coeficiente de escorrentía medio del 4.3% para las 17 campañas analizadas, con una amplia oscilación entre el 26.8% (campaña 1995/96) y el 0% (2004/05 y 2007/08).

Esta gran variabilidad también se refleja en otros estudios llevados a cabo en parcelas con prácticas de laboreo convencional en ambientes similares, tal y como se muestra en la tabla 4. Respecto a las producciones medias de escorrentía para el cultivo de cereal, las referencias disponibles señalan tasas medias del 3.8% para parcelas situadas en la región de Murcia en el periodo 1989-1997 (Romero Díaz *et al.*, 1998), del 10% en parcelas ubicadas en Zaragoza en el periodo 1992-2000 (Lasanta Martínez, 2003) y del 8.7% para parcela situadas en Portugal en el periodo 2005-2006 (Nunes, *et al.*, 2001), similares a las observadas en La Higuera (5.8%). Mientras que para el cultivo del girasol, la única referencia encontrada (base de datos de la RESEL. Inv. Ppal. Bienes, R.), muestra una tasa del 1% en la provincia de Cuenca, muy inferior a la observada en las parcelas de La Higuera (20.5%).

En el caso del barbecho BBLC, las tasas registradas en La Higuera (4.3%) coinciden con las indicadas por Belmonte Serrato *et al.*, (1999) en Murcia para el periodo 1990-94 (4.4%) y son algo inferiores al 10.8% registrado en Zaragoza durante el periodo 1992-2000 (Lasanta Martínez, 2003) y al 9.8% registrado en Tenerife (base de datos de la RESEL. Inv. Ppal.: Rodríguez, A.).

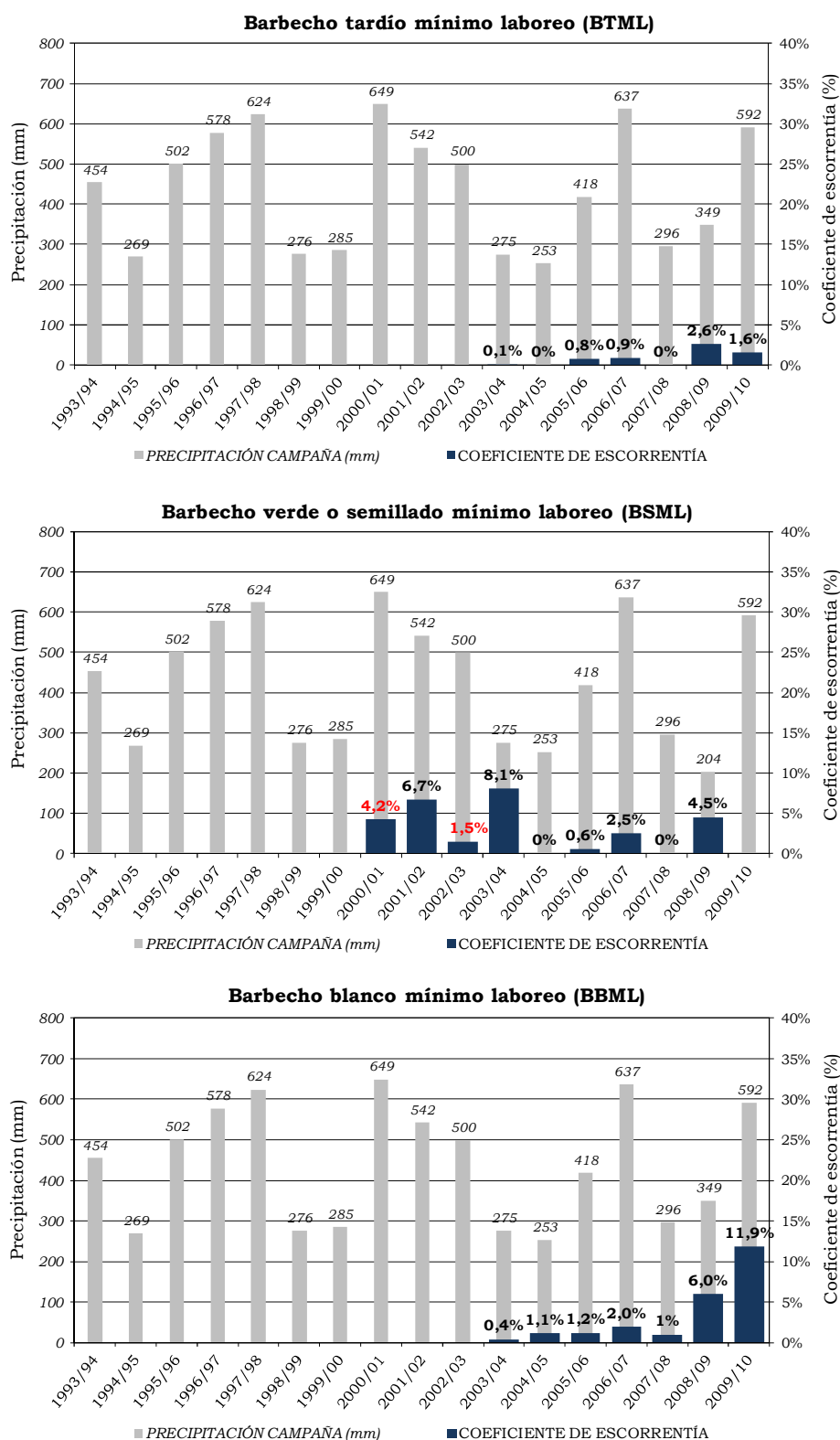


Figura 22. Coeficientes de escorrentía anuales para los barbechos con prácticas de mínimo laboreo: sembrado o verde (BS), tardío (BT) y blanco (BBML). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm).

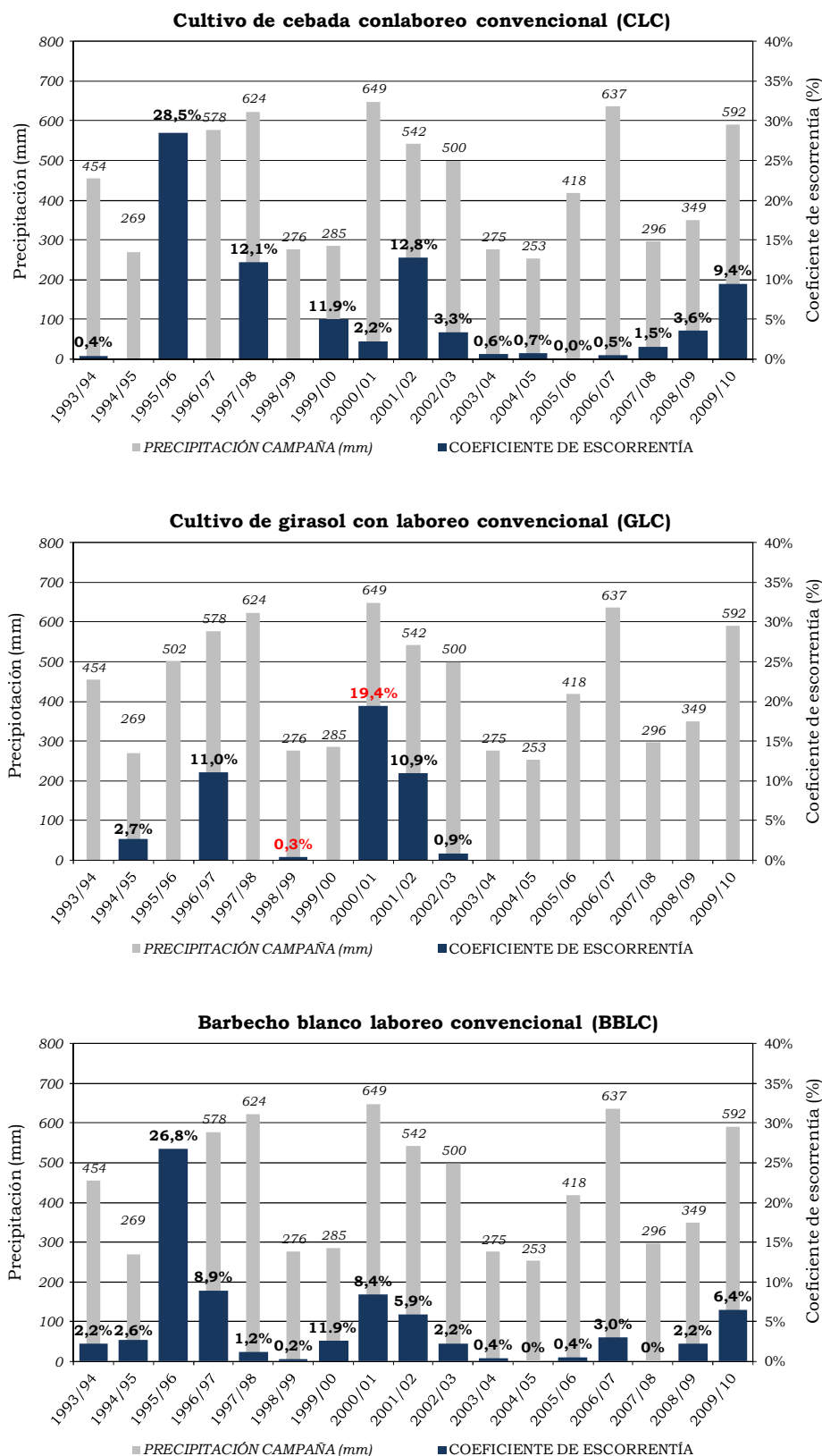


Figura 23. Coeficientes de escorrentía anuales para los manejos con prácticas de laboreo convencional: cultivo de girasol (GLC), de cebada (CLC) y barbecho blanco (BBLC). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm).

5.3.3.4. Modelos de retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono

Los volúmenes anuales de escorrentía generados en los tres modelos de abandono (AB, ABm y ABr) son prácticamente nulos y muestran una clara tendencia temporal a la progresiva reducción de escorrentía (fig. 24), que refleja la colonización vegetal que afecta a las parcelas desde el momento en que los campos dejan de cultivarse (de acuerdo con Lasanta *et al.*, 2010). Tan solo 4 de los 22 coeficientes de escorrentía anuales disponibles para los tres modelos son superiores al 0%, correspondiendo todos ellos a las fases iniciales de la retirada.

El AB generó en su primera campaña (1993/94) un coeficiente de producción de escorrentía del 0.7%, que se redujo a una escorrentía prácticamente inapreciable en la segunda campaña (0.01%), no volviendo a generar escorrentía en ninguna de las 15 campañas restantes. El comportamiento de la parcela con el modelo de ABm sigue la misma tendencia que el anterior, con coeficientes de escorrentía anuales de 2.1%, 0.6% y 0% para la primera, segunda y tercera campaña de aplicación (2000/01, 2002/3/03 y 2003/04).

El caso del ABr es ligeramente diferente, ya que se instaló en enero de 2009 y no se conoce por tanto el coeficiente de escorrentía de la campaña agrícola completa. Aun así, los coeficientes de escorrentía registrados siguen siendo extremadamente reducidos para las dos campañas disponibles, siendo 0% para la campaña parcial 2008/2009 y 0.4% para la campaña 2009/10.

En otros estudios llevados a cabo en parcelas de abandono se ha observado una respuesta hidrológica similar, aunque las tasas registradas presentan ciertas variaciones dependiendo del modelo de abandono aplicado y del periodo de medición. Como se puede observar en la tabla 4, Bienes *et al.* (1997 y 2001) y Nicolau *et al.* (2002) obtuvieron coeficientes de escorrentía que oscilan en torno al 1% en parcelas abandonadas con vegetación espontánea y con siembra de leguminosas. Mientras que Belmonte Serrato *et al.* (1999) registraron tasas superiores, entre el 6 y el 10.5%, para los tres primeros años de abandono después de que el suelo estuviera en barbecho o con cultivo de cereal.

Los resultados de Nunes *et al.*, 2011 coinciden con la tendencia observada en La Higuera, presentando coeficientes de escorrentía en torno al 5% para parcelas abandonadas hace menos de 2 años, e inferiores al 0.17% para parcelas con más de 20 años de abandono durante el mismo periodo.

Resultados comparables se observaron en parcelas con vegetación natural (tabla 4), en las que el porcentaje de recubrimiento del suelo es muy elevado y los coeficientes de escorrentía se mantienen, de forma general, inferiores al 1% (Rubio *et al.*, 1990; López Bermúdez *et al.*, 1991; Williams *et al.*, 1995; Kosmas *et al.*, 1997; Romero Díaz *et al.*, 1998; Castillo *et al.*, 2000; Chirino *et al.*, 2003).

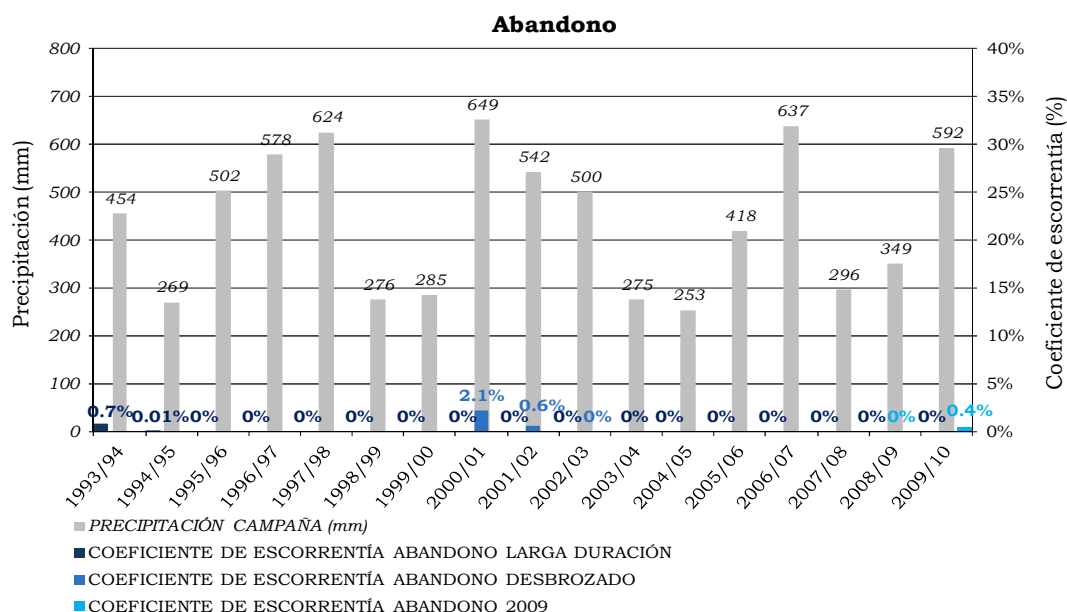


Figura 24. Coeficientes de escorrentía anuales para los tres modelos de retirada de tierras de la producción o abandono: larga duración (AB), manejado (ABm) y reciente (ABr). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm).

5.3.4. Tasas de producción de sedimentos

Se presentan a continuación las tasas anuales de pérdida de suelo por erosión hídrica registradas para cada manejo durante el periodo experimental (figs. 25 a 29). Los datos corresponden a los valores totales de producción de sedimentos e incluyen tanto los sedimentos en suspensión contenidos en la escorrentía recogida en los tanques de las parcelas como los sedimentos depositados en los sistemas colectores cuantificados en cada episodio de lluvia.

5.3.4.1. Manejos con prácticas de no laboreo o siembra directa (NL)

Las tasas anuales de producción de sedimentos ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) para los cultivos (CNL y GNL) y barbecho (BNL) manejados con prácticas de no laboreo durante el periodo experimental se muestran gráficamente en la figura 25.

En primer lugar, destaca la tasa obtenida en la campaña 1995/96 para el CNL ($11271 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$), 17 veces mayor que la segunda mayor tasa registrada en este manejo en las 14 campañas de aplicación ($675 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ en la campaña 1999/00). No obstante, por las razones mencionadas en el apartado 5.3.2.1, este valor puede considerarse extraordinario y no se considera representativo del CNL, por lo que no se tendrá en cuenta para el análisis de la pérdida de suelo en este manejo.

Para el resto de las campañas, las pérdidas anuales de suelo en el CNL oscilan entre 0 y $675 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, pudiéndose observar una clara reducción en la producción de sedimentos a medida que aumenta el tiempo de aplicación del manejo. Así, la tasa media de las últimas 8 campañas agrícolas (2002/03 a 2009/10) resulta prácticamente imperceptible ($18 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$).

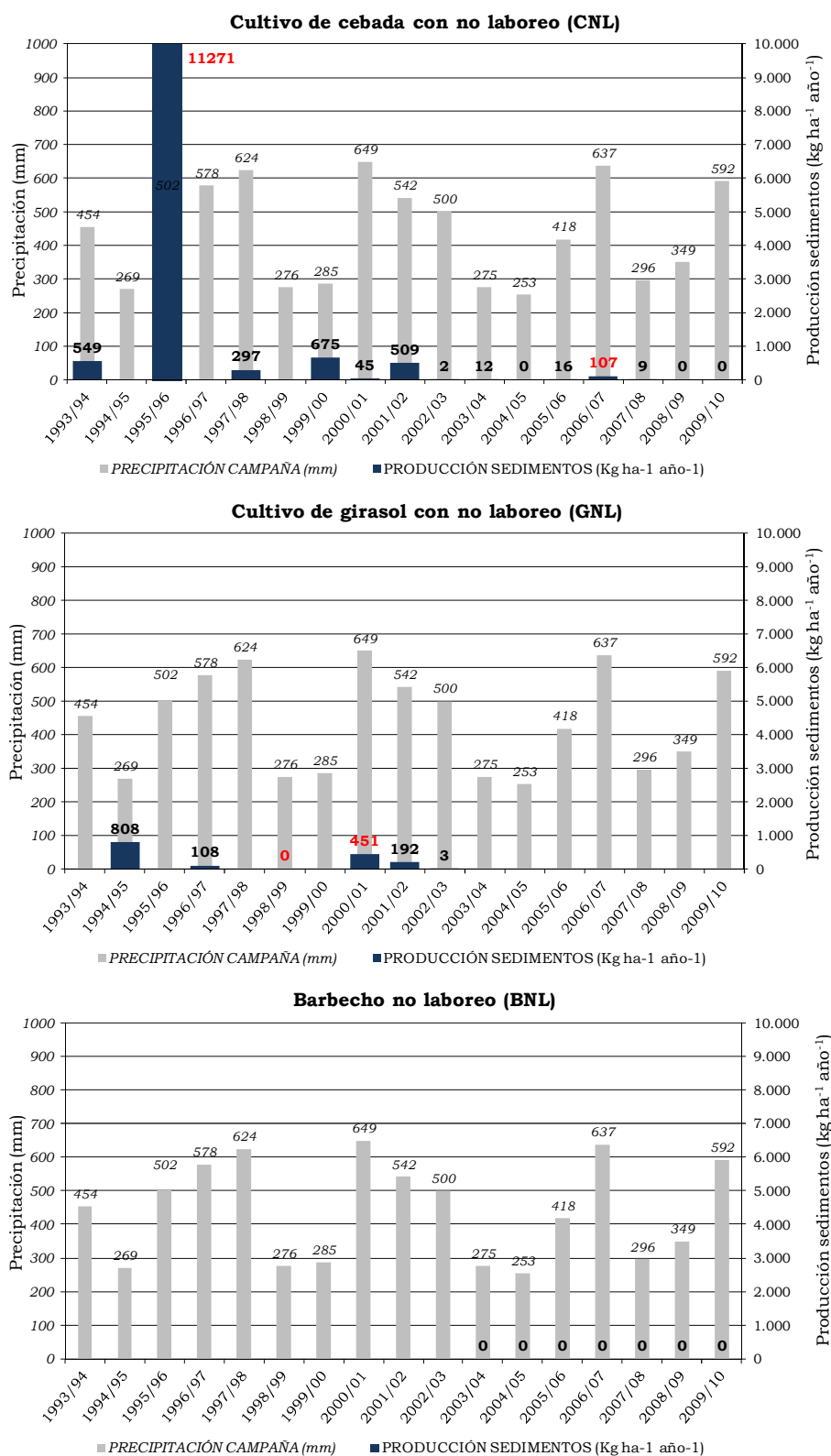


Figura 25. Tasas anuales de pérdida de suelo de los manejos con prácticas de no laboreo o siembra directa: cultivo de cebada (CNL), de girasol (GNL) y barbecho químico (BNL). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm).

En la parcela de GNL también se observa una tendencia a la reducción de la producción de sedimentos con el tiempo (fig. 25). Sin considerar las campañas 1998/99 y 2000/01 (apdo.

5.3.2.1), las tasas producción de sedimentos fluctúan entre 3 y 808 kg ha⁻¹ año⁻¹, resultando una tasa media reducida, de 260 kg ha⁻¹ año⁻¹.

En el caso del BNL, las pérdidas de suelo por erosión hídrica fueron nulas para las ocho campañas analizadas (fig. 25).

Estas pérdidas de suelo extremadamente reducidas en todos los manejos que incluyen prácticas de no laboreo contrastan con las tasas medias obtenidas en parcelas de olivar con bandas de cebada mediante las mismas prácticas en Andalucía, que ascienden a 2050 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Francia Martínez *et al.*, 2006) y 800 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Gómez *et al.*, 2009), y más aún, con las registradas en parcelas en las que se mantiene el suelo desnudo permanentemente mediante la aplicación de herbicidas, en las que las que se han registrado tasas medias de 28970 kg ha⁻¹ año⁻¹ en Guadalajara (Bienes *et al.* 1997 y 2001 y Nicolau *et al.*, 2002) y de 4311 kg ha⁻¹ año⁻¹ en Madrid (Bienes *et al.* 1997 y 2001 y Nicolau *et al.*, 2002) (tabla 4).

5.3.4.2. Manejos con prácticas de mínimo laboreo (ML)

La figuras 26 y 27 presentan las producciones de sedimento registradas en las parcelas manejadas con prácticas de mínimo laboreo: CML, BSML, BTML y BBML.

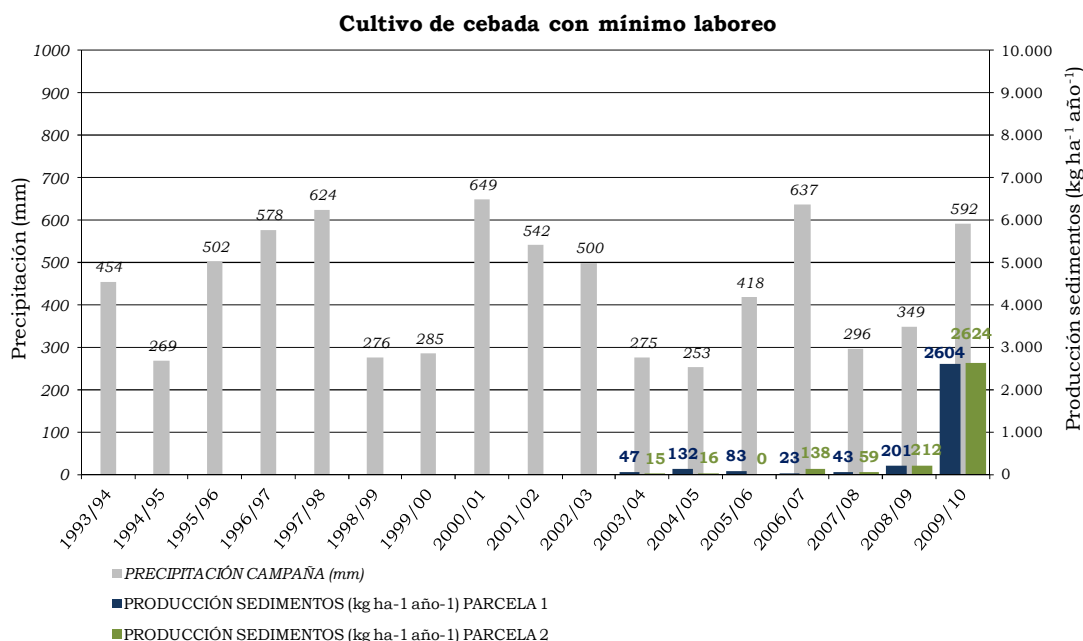


Figura 26. Tasas de anuales de pérdida de suelo de las parcelas con cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm).

Las parcelas en las que se aplicó el CML mostraron durante toda la serie experimental una respuesta erosiva similar, sin diferencias significativas entre sus producciones de sedimentos. Para toda la fase experimental, la tasa media de pérdida de suelo es de 458 kg ha⁻¹ año⁻¹. Destaca el valor máximo de la campaña 2009/10, de 2614 kg ha⁻¹ año⁻¹ (fig. 26).

Las tasas registradas en La Higuera son superiores a las señaladas en las únicas referencias encontradas en parcelas cultivadas con cebada mediante técnicas de mínimo laboreo, situadas en Guadalajara y Madrid (Bienes *et al.*, 1997 y Nicolau *et al.*, 2002). En éstas, las producciones medias son de 71 y 59 kg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente, y los valores

máximos ascienden a $130.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en Guadalajara y $100.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en Madrid (tabla 4).

La tasa media de producción de sedimentos para el BS es de $365 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, sin incluir los datos anómalos de las campañas 2000/01 y 2003/04 por las razones anteriormente mencionadas. La campaña 2008/09 registró la mayor tasa de producción, no obstante este dato no pertenece a la campaña agrícola completa, ya que la parcela dejó de estar activa en enero de 2009, por lo que sería de esperar una tasa aún más elevada para esta campaña. En el extremo opuesto, las pérdidas de suelo fueron nulas en las campañas 2004/05 y 2007/08 (fig. 27).

Las pérdidas de suelo del BT fueron muy reducidas para las 7 campañas de experimentación, con una tasa media de $182 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La mayor producción de sedimentos se registró en la campaña 2009/10, con $584 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y por el contrario, en las campañas 2004/05 y 2007/08 no se registraron episodios de lluvia con producción de sedimentos (fig. 27).

El BBML, al igual que se ha observado en el análisis referente a la escorrentía, presenta tasas de producción de sedimentos bajas en las 5 campañas 2003/2004 a 2007/08, que oscilan entre 30 y $571 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y más elevadas en las campañas 2008/2009 y 2009/10, con valores de 1178 y $4293 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ respectivamente (fig. 27). Para el BBML, la tasa media de pérdida de suelo para las 7 campañas es de $957 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

5.3.4.3. Manejos con prácticas de laboreo convencional (LC)

Las tasas anuales de pérdida de suelo para los manejos con prácticas de laboreo convencional (CLC, GLC y BBLC) se presentan en la figura 28. De manera similar a los coeficientes de escorrentía, se observan diferencias muy acusadas entre las diferentes campañas agrícolas, destacando especialmente las producciones de sedimentos registradas en la campaña 1995/96 por ser las máximas de toda la serie experimental. En dicha campaña se registraron tasas de pérdida de suelo que ascienden a $16162 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la parcela de CLC y $23697 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la de BBLC. Valores que suponen, en el caso del CLC, un 44% de las pérdidas totales de suelo registradas en las 14 campañas agrícolas de aplicación de este manejo, y en el BBLC, un 47% del total registrado en las 17 campañas de aplicación. Las condiciones que produjeron esta extraordinaria producción de sedimentos se resumen en que más del 40% de la precipitación total de la campaña se concentró en menos de un mes, encontrándose el suelo completamente saturado.

El CLC presenta una pérdida media de suelo para el periodo 1993/94-2009/10 de $2645 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, con valores extremos que fluctúan entre 16165 kg ha^{-1} en la campaña 1995/96 y una pérdida nula en la campaña 2005/06. En el caso del GLC, esta tasa media anual es de $2074 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para el periodo 1994/95-2002/03, con valores que oscilan entre el mínimo de $115 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la campaña 2002/03 y el máximo de $2725 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la campaña 1994/95.

El BBLC presenta también tasas anuales extremadamente variables, con la máxima tasa de $23697 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la campaña 1995/96 () y sin pérdidas de sedimento en las campañas 2004/05 y 2007/08. La tasa media de pérdida de suelo resultante de las 17 campañas agrícolas es de $2952 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Por tanto, de las prácticas agrícolas aplicadas en las parcelas, las de laboreo convencional han resultado las más propensas a la pérdida de suelo por erosión hídrica, con tasas

medias de erosión que ascienden en el orden: GLC (2074 kg ha⁻¹ año⁻¹), CLC (2645 kg ha⁻¹ año⁻¹), BBLC (2952 kg ha⁻¹ año⁻¹).

Por otro lado, las tasas de erosión recopiladas en la bibliografía para estas mismas prácticas muestran una tremenda variabilidad (tabla 4). Por ejemplo, en el caso de las parcelas cultivadas con cereales, López Bermúdez *et al.* (1991) presentan tasas entre 50 y 190 kg ha⁻¹ año⁻¹ registradas en Murcia en los años 1990 y 1991, mientras que Marqués (1991) señala pérdidas de 810 a 24000 kg ha⁻¹ año⁻¹ en Barcelona en el periodo 1983-85. Este amplio rango de oscilación resalta de nuevo la importancia de disponer de largas series de experimentación para obtener resultados representativos de la respuesta erosiva de un determinado manejo del suelo.

Los trabajos en parcelas de cereal que presentan los periodos de medición más extensos son los de Roxo (1993), con tasas de erosión entre 550 y 1960 kg ha⁻¹ año⁻¹ en 30 años de experimentación (1961 – 1991); Romero Díaz *et al.* (1998), con una tasa media de 780 kg ha⁻¹ año⁻¹ para un periodo de 9 años (1989 – 1997); y Lasanta Martínez *et al.* (2003), con una tasa media de 500 kg ha⁻¹ año⁻¹ para un periodo de 8 años (1992 – 2000). Respecto a éstos, las pérdidas de suelo registradas en la parcela con cebada de La Higuera son superiores. No obstante, en el conjunto de referencias de la tabla 4 también se citan otras tasas superiores a la máxima registrada en La Higuera (Chisci *et al.*, 1981; Marqués, 1991 y Nunes *et al.*, 2011).

Tan sólo se encontró una referencia relativa a parcelas con cultivo de girasol (base de datos de la RESEL. Inv. Ppal.: Bienes, R.), que señala tasas de erosión entre 320 y 1010 kg ha⁻¹ año⁻¹, muy inferiores a las cuantificadas en la parcela de La Higuera (de 100 a 2700 kg ha⁻¹ año⁻¹).

En las parcelas de barbecho, las tasas de erosión oscilan entre 160 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Belmonte Serrato *et al.*, 1999) y 6590 kg ha⁻¹ año⁻¹ (base de datos de la RESEL. Inv. Ppal.: Rodríguez, A.), si bien, el rango registrado en la parcela de La Higuera es aún más amplio, 0 a 23700 kg ha⁻¹ año⁻¹.

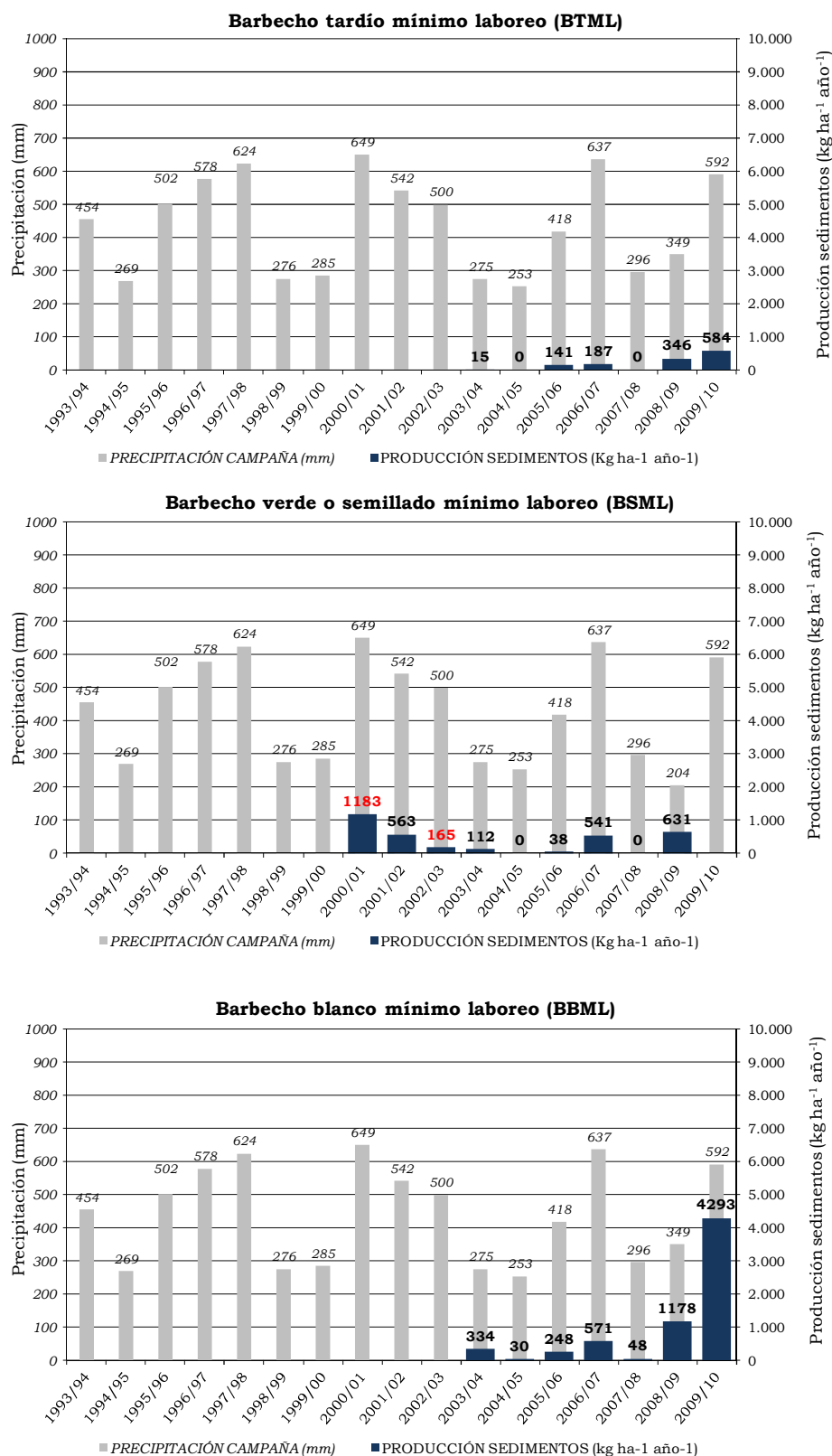


Figura 27. Tasas de anuales de pérdida de suelo de los barbechos con prácticas de mínimo laboreo: semillado o verde (BS), tardío (BT) y blanco (BBML). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm).

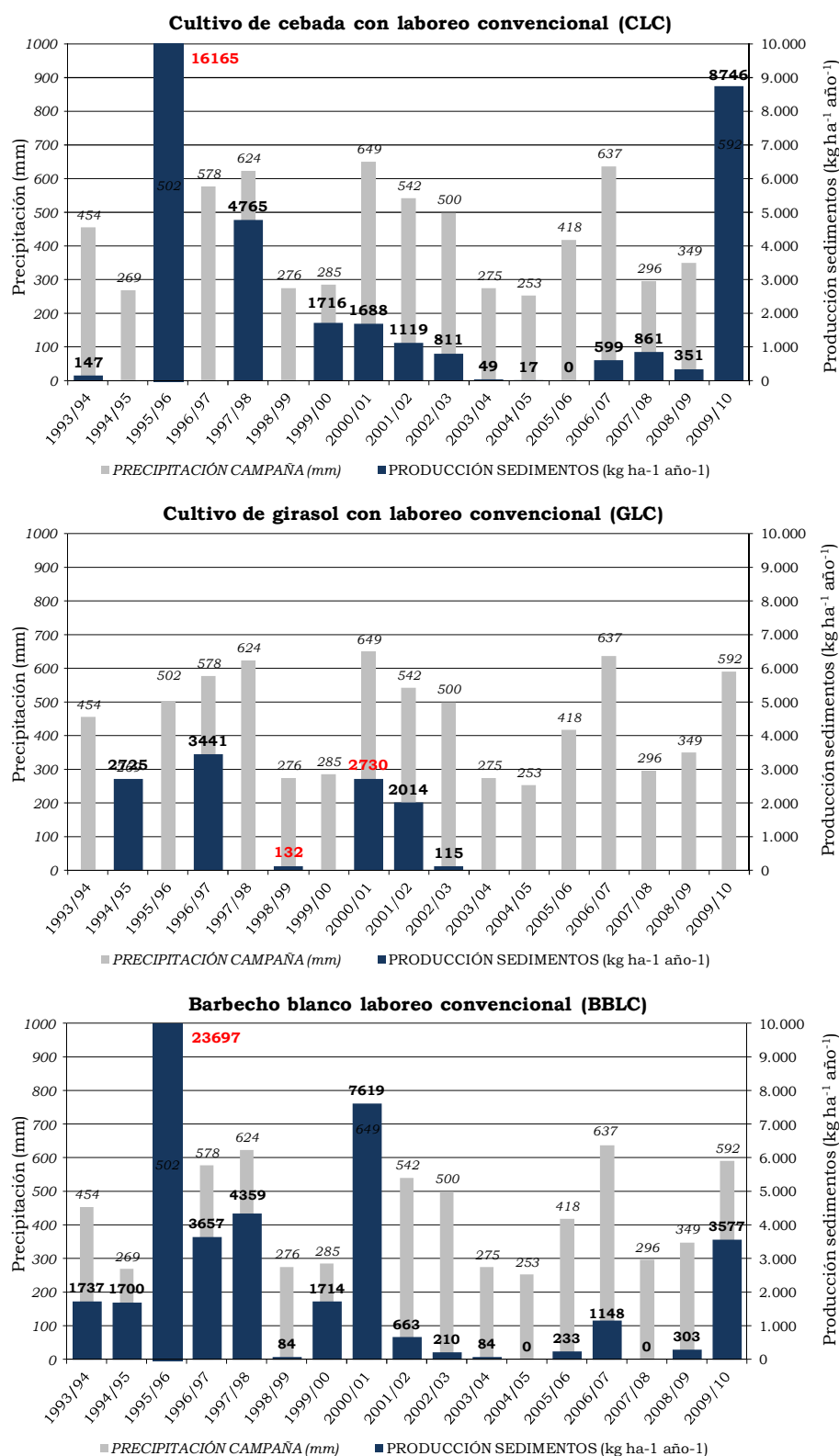


Figura 28. Tasas anuales de pérdida de suelo de los manejos con prácticas del laboreo Convencional: cultivo de girasol (GLC), de cebada (CLC) y barbecho blanco (BBLC). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm).

5.3.4.4. Modelos de retirada de tierras agrícolas de la producción (AB)

Las producciones de sedimento anuales de los tres modelos de retirada de tierras de la producción son prácticamente nulas (fig. 29), siendo siempre las escasas pérdidas de suelo registradas correspondientes a los dos primeros años del abandono.

La parcela con el modelo de abandono de larga duración AB tan solo registró pérdidas de suelo en la primera campaña (1993/94), con una producción total de 110 kg ha⁻¹ año⁻¹. Las pérdidas de la segunda campaña (1994/95) fueron inapreciables y posteriormente no se ha registrado pérdida alguna de suelo por erosión hídrica en las 15 campañas restantes. La parcela con el modelo de abandono manejado ABm sigue la misma tendencia que el anterior, con tasas anuales de producción de sedimentos de 364, 10 y 0 kg ha⁻¹ año⁻¹ para la primera, segunda y tercera campaña de aplicación (2000/01, 2002/3/03 y 2003/04).

En el caso del abandono reciente ABr, puesto en marcha en 2009, no se dispone de la tasa de producción de sedimentos para la primera campaña de aplicación completa, ya que se instaló en enero de 2009. En todo caso, las producciones de sedimentos son reducidas para las dos campañas disponibles, siendo nulas para el periodo de la campaña 2008/2009 y 221 kg ha⁻¹ año⁻¹ para la campaña 2009/10.

Por tanto, los resultados de los tres casos muestran que durante los primeros años del abandono, conforme progresa el desarrollo de la vegetación, la producción de sedimentos se reduce progresivamente hasta obtener, transcurridos dos años sin ningún tipo de intervención en el suelo tasas de erosión nulas o inapreciables.

Otros trabajos citan producciones de sedimento muy reducidas en campos abandonados con desarrollo de la vegetación espontánea, por ejemplo Bienes *et al.*, 2001 y Nicolau *et al.*, 2002 en Madrid y Guadalajara, Nunes *et al.*, 2011 o Roxo *et al.*, 1993 en Portugal (tabla 4). Por el contrario, destacan las elevadas tasas presentadas por Belmonte Serrato *et al.* (1999) en Murcia, que ascienden a 2090, 15550 y 2800 kg ha⁻¹ año⁻¹ en parcelas abandonadas tras el cultivo de cereal, en superficies con microtopografía de surcos y sin surcos respectivamente.

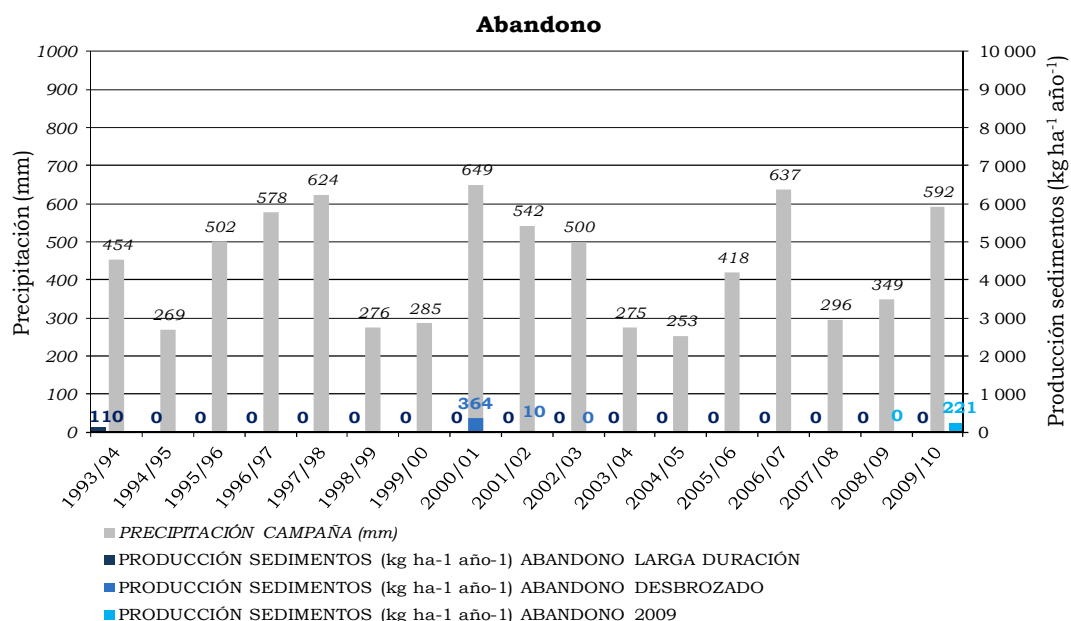


Figura 29. Tasas anuales de pérdida de suelo de los tres modelos de retirada de tierras de la producción o abandono: larga duración (AB), manejado (ABm) y reciente (ABr). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm).

5.4. INFLUENCIA DEL MANEJO DEL SUELO SOBRE LAS PRODUCCIONES DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS

El manejo y las prácticas agrícolas juegan un papel relevante en la respuesta hidrológica y erosiva del suelo. Numerosos trabajos ponen de manifiesto este papel, comparando las tasas de escorrentía y erosión generadas en diferentes manejos agrícolas (por ej. Lasanta y Sobrón, 1988) o contrastando estas tasas con las procedentes de otros usos (por ej. García Ruíz *et al.*, 1995), relacionando el incremento en la pérdida de suelo con la disminución de la rugosidad ocasionada por la maquinaria durante la cosecha y bajo condiciones de suelo desnudo (por ej. Gómez y Nearing, 2005), o determinando variaciones estacionales en la erodibilidad del suelo para diferentes prácticas de laboreo sobre un mismo cultivo (por ej. Knapen *et al.*, 2007).

En el presente apartado se analizan las producciones de escorrentía y sedimentos registradas en los diferentes manejos aplicados en las parcelas, con objeto de determinar si el efecto del tipo de manejo agrícola resulta significativo en las respuestas hidrológica y erosiva observadas. Dicho análisis se ha realizado a nivel anual, así como para los episodios de lluvia aislados. Las comparaciones de las respuestas hidrológicas y erosivas se han realizado por pares de manejos mediante análisis de covarianza (ANCOVA, *Analysis of covariance*) a partir de los datos registrados en los episodios, introduciendo como variable dependiente el volumen de escorrentía ($l\ m^{-2}$) o sedimentos ($kg\ ha^{-1}$) registrado por episodio de lluvia (incluyendo sólo los episodios en los que se generó escorrentía en al menos una de las parcelas de los dos manejos comparados), como covariable la precipitación acumulada del episodio y como factor el manejo.

El análisis de covarianza (ANCOVA) es una técnica de control estadístico que permite eliminar el efecto que ejercen una o más variables cuantitativas (covariables), no incluidas en el diseño como factores, en la variable de interés (variable dependiente). El fundamento básico del ANCOVA es un ANOVA al que a la variable dependiente se le ha eliminado el efecto predicho por las covariables mediante análisis de regresión lineal (Cea D'Ancona *et al.*, 2011). Todos los análisis fueron realizados con el programa estadístico informático IBM® SPSS® Statistics v.19 (2010).

Como paso previo, se analizan el tiempo necesario desde el inicio de aplicación de ciertos manejos para que el suelo vea modificadas sus respuestas hidrológica y erosiva. Se estudian los casos del Abandono y del No Laboreo, ya que ambos parten de un suelo similar manejado con prácticas convencionales de labranza y van transformando las propiedades físicas y químicas del suelo hasta modificar, tras un tiempo mínimo de aplicación del manejo, la respuesta hidrológica y erosiva que tendría el suelo original. De tal modo que para una correcta comparación del efecto de estos dos manejos con respecto al resto, no se utilizarán los datos de las campañas que aún no manifiesten claramente la influencia del manejo.

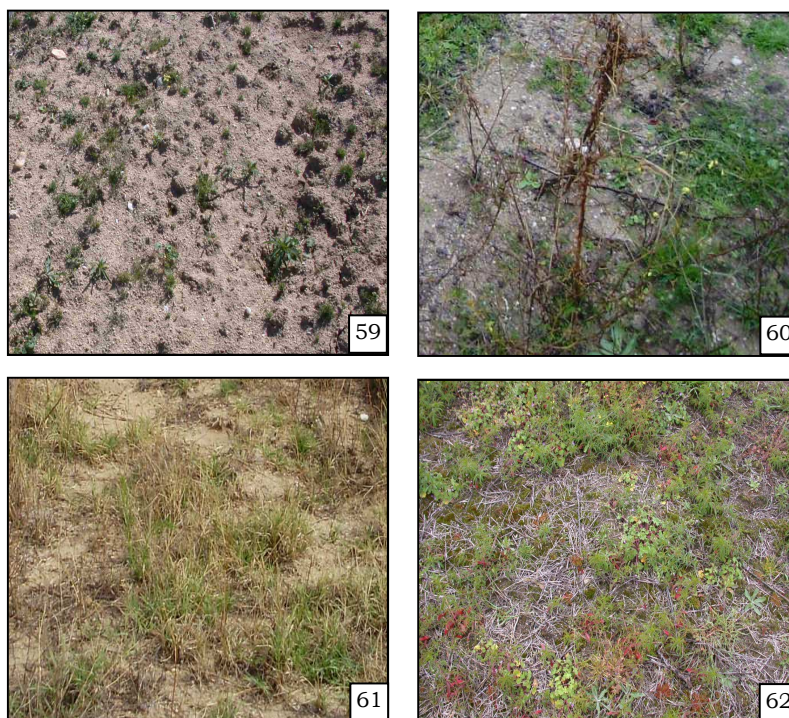
5.4.1. Análisis del tiempo mínimo de aplicación de un manejo para modificar la respuesta del suelo. Dos casos concretos: abandono (AB) y prácticas de no laboreo (NL)

Como se puede apreciar en las figuras que representan las producciones anuales de escorrentía y sedimentos en los manejos con prácticas de no laboreo (figs. 20 y 25) y en el modelo de abandono de larga duración AB (figs. 24 y 28), existe una clara tendencia a la reducción de ambas producciones con el tiempo de aplicación del manejo. Esta reducción es

paralela al desarrollo de la cobertura vegetal, que en el caso del no laboreo supera el 50% a partir de la campaña 1996/97, transcurridas tres campañas consecutivas sin laboreo, y es superior al 80% a partir de la segunda campaña sin intervención (1994/95) en el caso del AB. Las fotos 56 a 58 muestran el elevado grado de cobertura de la parcela manejada con NL y la secuencia de fotos 59 a 62 la evolución de la cubierta en la parcela de AB.



Fotos 56, 57 y 58. Detalle del suelo de la parcela manejada con prácticas de NL.



Fotos 59 a 62. Evolución de la cubierta vegetal en la parcela de abandono (AB). La foto 59 fue tomada cuatro meses después del inicio del abandono, la 60 transcurrida la primera campaña, la 61 finalizada la segunda y la 62 tras cinco campañas consecutivas sin intervención.

Con objeto de determinar el tiempo necesario para que las prácticas de no laboreo afecten de forma significativa a la respuesta del suelo, se han comparado las producciones de escorrentía y sedimentos por episodio de lluvia registradas en las parcelas de cultivo con prácticas de No Laboreo (NL) y Laboreo Convencional (LC). Dicha comparación se ha realizado efectuando análisis de covarianza (ANCOVA) en las sucesivas campañas desde el inicio de la aplicación del manejo, introduciendo como variable dependiente la producción de escorrentía o sedimentos de las parcelas, como factor el manejo del suelo (NL o LC) y como covariable la precipitación del episodio.

Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 5 y en las figuras 29 y 30, y revelan que trascurridas tres campañas desde la implantación del NL, la respuesta hidrológica y erosiva del suelo es significativamente diferente a la del suelo manejado con prácticas de LC. Así, durante las tres primeras campañas (1993/94 a 1995/96) ambos manejos registraron producciones de escorrentía y sedimentos similares, pero a partir de la campaña 1996/97, ambas producciones experimentaron en el NL una drástica reducción, manteniéndose para el resto de campañas uno o dos órdenes de magnitud por debajo de las registradas en el LC.

Por ello, en adelante no se considerarán representativos del manejo de NL los resultados de las campañas 1993/95 a 1995/96, ya que en ellas todavía no se había establecido la cubierta vegetal característica de este manejo.

| Campaña | N | Producción escorrentía | | Producción sedimentos | |
|---------|----|------------------------|---------------|-----------------------|-------------|
| | | <i>p</i> | Esc NL/LC | <i>p</i> | Sed NL/LC |
| 1993/94 | 9 | 0.265 NS | 2.21/1.86 | 0.859 NS | 66/147 |
| 1994/95 | 10 | 0.099 NS | 1.31/7.22 | 0.163 NS | 808/2725 |
| 1995/96 | 27 | 0.759 NS | 134.83/143.00 | 0.289 NS | 11271/16162 |
| 1996/97 | 20 | 0.000 *** | 3.10/63.73 | 0.003 ** | 108/3441 |
| 1997/98 | 15 | 0.000 *** | 4.46/75.81 | 0.003 ** | 297/4765 |
| 1998/99 | 1 | - | 0.00/0.87 | - | 0/132 |
| 1999/00 | 4 | 0.146 NS | 1.08/14.03 | 0.113 NS | 675/1716 |
| 2000/01 | 31 | 0.000 *** | 33.20/70.10 | 0.041 * | 451/2730 |
| 2001/02 | 17 | 0.001 ** | 0.90/64.09 | 0.064 NS | 192/2014 |
| 2002/03 | 13 | 0.001 ** | 0.25/10.49 | 0.010 ** | 3/115 |
| 2003/04 | 5 | 0.115 NS | 0.34/1.57 | 0.123 NS | 12/49 |
| 2004/05 | 1 | - | 0.00/1.90 | - | 0/17 |
| 2005/06 | 1 | - | 0.12/0.00 | - | 16/0 |
| 2007/08 | 6 | 0.246 NS | 0.31/4.58 | 0.055 NS | 9/861 |
| 2008/09 | 5 | 0.006 ** | 0.00/12.42 | 0.064 NS | 0/351 |
| 2009/10 | 17 | 0.000 *** | 0.00/55.91 | 0.008 ** | 0/8746 |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 5. Resumen de los resultados de los análisis de covarianza realizados en cada campaña agrícola para las variables producción de escorrentía y producción de sedimentos por episodio de lluvia, en función de las prácticas de manejo empleadas: No Laboreo (NL) y Laboreo Convencional (LC). Se indica para cada campaña el número de episodios empleado (N) y las producciones medias de escorrentía y sedimentos en cada manejo (Esc NL/LC y Sed NL/LC).

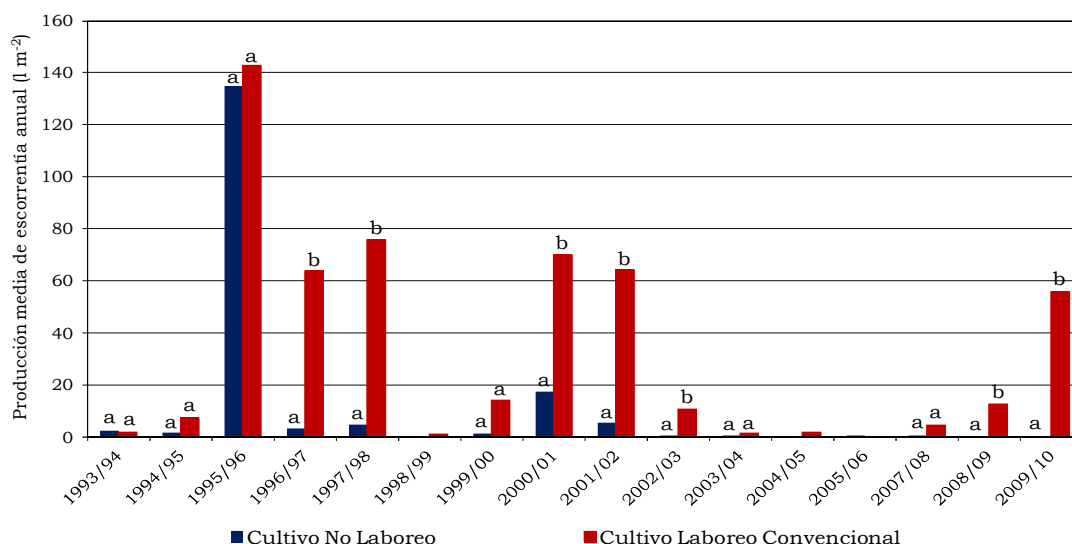


Figura 29. Producción de escorrentía anual en los cultivos con prácticas de no laboreo y laboreo convencional en las campañas 1993/94 a 2009/10. Se indica en cada campaña si las diferencias entre las producciones de escorrentía registradas en los episodios de lluvia resultan significativas (tabla 5).

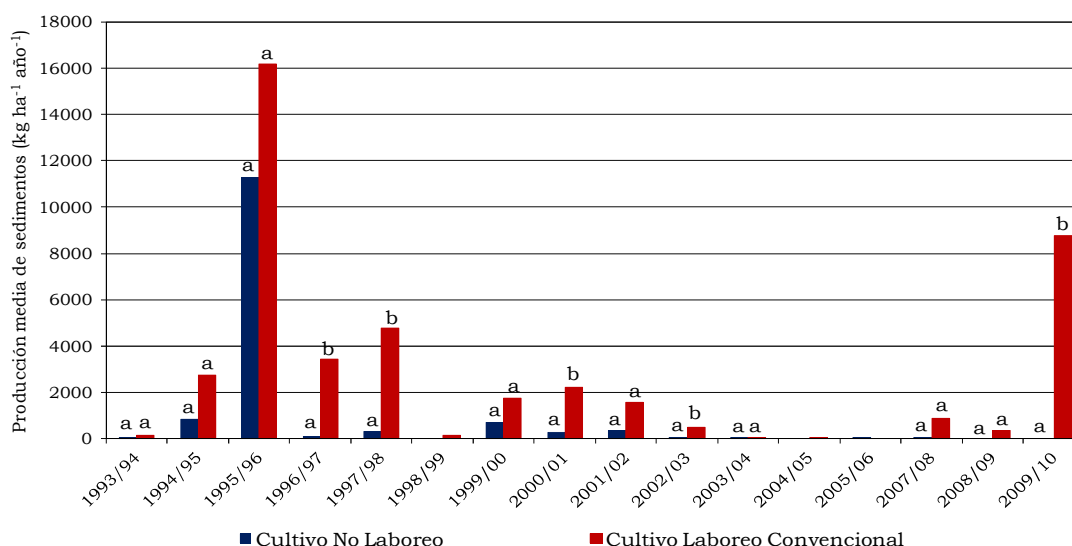


Figura 30. Producción de sedimentos anual en los Cultivos con prácticas de no laboreo y laboreo convencional en las campañas 1993/94 a 2009/10. Se indica en cada campaña si las diferencias entre las producciones de escorrentía registradas en los episodios de lluvia resultan significativas (tabla 5).

En el caso del abandono este análisis no fue necesario, ya que los tres modelos (AB, ABm y ABr) presentan tasas nulas de escorrentía y erosión tras dos campañas sin intervención (figs. 24 y 28), por lo que se considera este tiempo como el necesario para que el suelo refleje los resultados del establecimiento de la cubierta vegetal. A diferencia del NL, los datos de estas primeras campañas se tendrán en cuenta en posteriores análisis, ya que para una correcta evaluación de las consecuencias de la retirada de tierras de la producción o abandono de tierras agrícolas, se han de incluir necesariamente todas sus fases.

5.4.2. Análisis de la producción de escorrentía

A continuación, se examinan los volúmenes de escorrentía registrados en las parcelas experimentales. En primer lugar, en el apartado 5.4.2.1 se analizan las respuestas hidrológicas de los diferentes manejos a partir de los datos anuales, incluyendo el número de episodios con escorrentía y el volumen total de escorrentía generada en cada manejo. A continuación, se examinan las producciones de escorrentía correspondientes a episodios aislados de lluvia, comparando las respuestas hidrológicas entre los diferentes manejos (apdo. 5.4.2.2).

5.4.2.1. Análisis de los valores medios anuales

a) Número de episodios con escorrentía

En el apartado 5.3.2 se ha expuesto el número de episodios de lluvia registrado en cada campaña agrícola, así como el número y porcentaje de éstos que dio lugar a la generación de escorrentía superficial en cada manejo. La figura 31 representa el número medio de episodios con escorrentía de cada manejo para toda la serie experimental 1993/94 a 2009/10, acompañado de sus intervalos de confianza con una probabilidad del 95%.

En ella se puede observar que los manejos con prácticas de LC resultaron los más susceptibles a la generación de escorrentía, presentando los tres modelos manejados con estas prácticas los mayores porcentajes de episodios con escorrentía de los 13 manejos analizados: 20.7% el GLC, 16.4% el BBLC y 15.3% el CLC. En el otro extremo se sitúan dos de las parcelas manejadas con NL: el CNL con un 3.7% y el BNL que no registró escorrentía en ningún episodio del periodo experimental (0%).

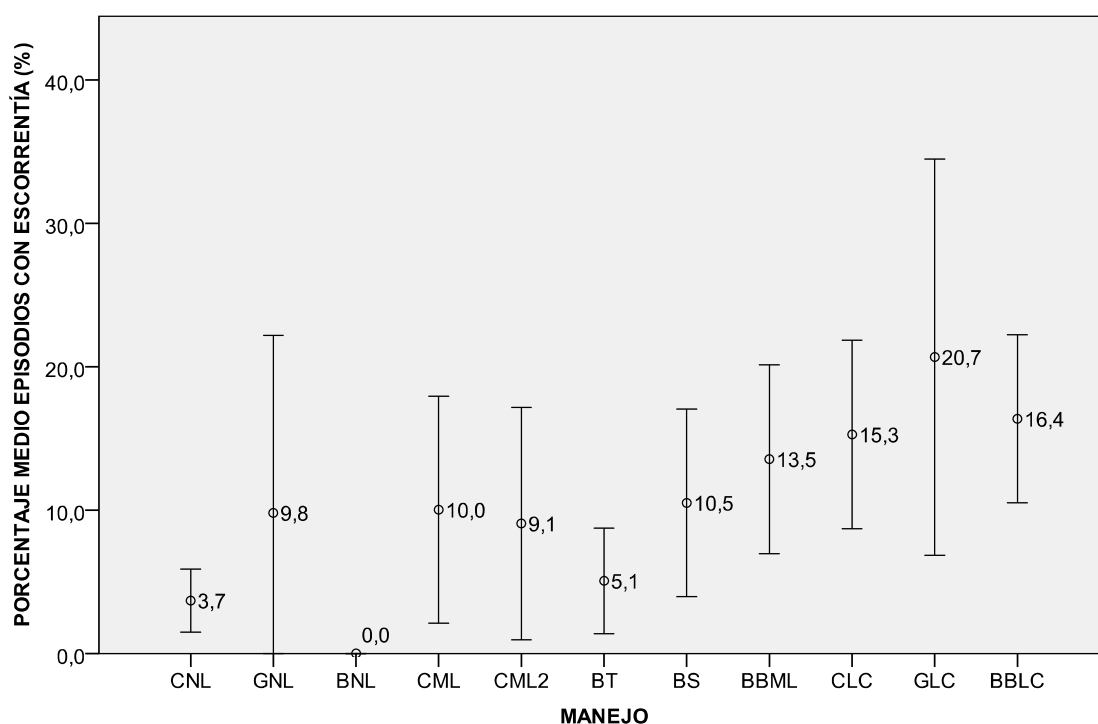


Figura 31. Porcentaje medio de episodios con escorrentía (%) e intervalos de confianza al 95%, correspondiente a cada manejo para el periodo experimental 1993/94 – 2009/10. Las siglas de los manejos se encuentran en la tabla 3.

Comparando los resultados de los cultivos ensayados, el girasol registró más episodios con escorrentía que la cebada, con un 20.7% el manejo con LC (GLC) y un 9.8% el manejo con NL (GNL). De los tres modelos de cebada, el porcentaje de episodios con escorrentía disminuye en el orden CLC (15.3%), CML (10 y 9.1%), CNL (3.7%) (fig. 31).

Respecto a los barbechos, los mayores porcentajes de episodios con escorrentía pertenecen a los dos modelos de BB, con 16.4 y 13.5% respectivamente para el BBLC y el BBML, seguidos del BSML con un 10.5%, el BTML con un 5.1% y, finalmente, el BNL con un 0% (fig. 31).

Los tres modelos de AB no se han incluido en la figura 31 porque tan sólo presentan episodios con escorrentía en las dos primeras campañas desde el inicio del abandono. Por esta razón, carece de sentido calcular un valor medio para toda la serie experimental, ya que éste dependería directamente de la longitud de la serie de datos.

b) Volumen de escorrentía. Correspondencia con la precipitación anual

En primer lugar se ha estudiado la correspondencia entre los volúmenes de escorrentía registrados en cada manejo y la precipitación total anual mediante análisis de regresión lineal. La tabla 6 muestra el resumen de estos análisis, y las figuras 32 y 33 la representación gráfica de los valores anuales y las rectas de regresión obtenidas para los cultivos (fig. 32) y para los barbechos (fig. 33). Ambas figuras reflejan que las prácticas agrícolas juegan un papel importante en esta relación, que varía en función del manejo del suelo. Además de esta variabilidad entre manejos, en ambas figuras se puede observar la elevada variabilidad interanual, así como que las producciones de escorrentía más elevadas no coinciden con los años de mayor precipitación acumulada.

Respecto a los cultivos, se diferencian el GLC y el CLC, con rectas de regresión que ocupan la parte superior de la gráfica (fig. 32), indicando que ambos manejos presentan las mayores producciones de escorrentía de los cinco manejos de cultivo analizados. Por el contrario, la CNL se sitúa en la parte baja, con una recta muy tendida y las menores tasas de escorrentía de los cinco manejos en todas las campañas del periodo experimental. Las rectas escorrentía/precipitación para el CML y GNL se sitúan en una posición intermedia entre los dos grupos anteriores, si bien, el CML ocupa una posición superior.

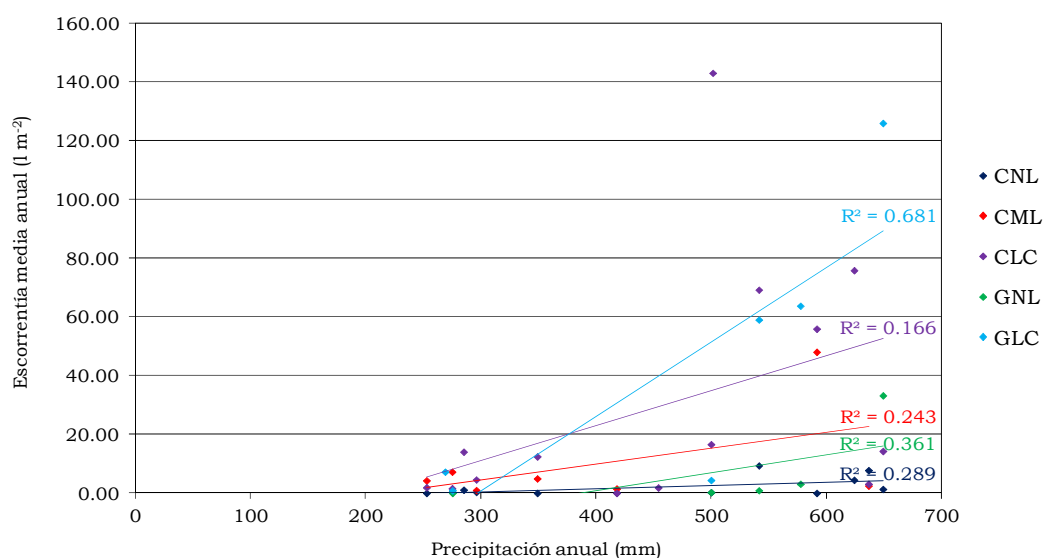


Figura 32. Análisis de regresión entre la producción media de escorrentía y la precipitación total acumulada por campaña para los diferentes cultivos (siglas de los manejos en tabla 3).

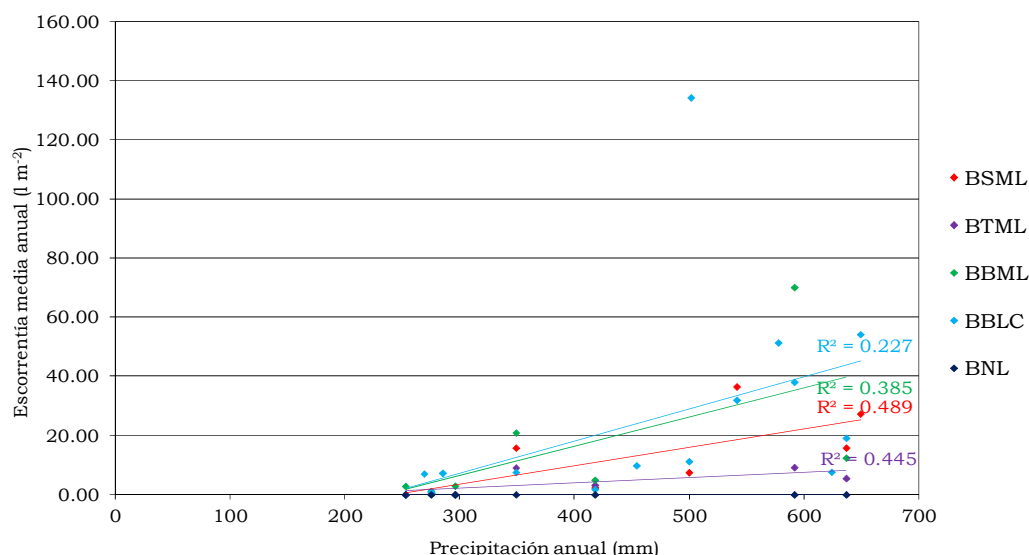


Figura 33. Análisis de regresión entre la producción media de escorrentía y la precipitación total acumulada por campaña para los diferentes modelos de barbecho (siglas de los manejos en tabla 3).

| Manejo | R ² | N | Ecuación | p |
|--------|----------------|----|------------------------------------|----------|
| CNL | 0.289 | 12 | $E_{CNL} = -3.03 + 0.01 \cdot P$ | 0.071 NS |
| CML | 0.243 | 7 | $E_{CML} = -11.82 + 0.05 \cdot P$ | 0.261 NS |
| CLC | 0.167 | 14 | $E_{CLC} = -24.44 + 0.12 \cdot P$ | 0.146 NS |
| GNL | 0.361 | 6 | $E_{GNL} = -23.68 + 0.06 \cdot P$ | 0.284 NS |
| GLC | 0.680 | 6 | $E_{GLC} = -75.53 + 0.25 \cdot P$ | 0.043 * |
| BNL | - | 7 | - | - |
| BTML | 0.445 | 7 | $E_{BT} = -3.23 + 0.01 \cdot P$ | 0.101 NS |
| BSML | 0.489 | 9 | $E_{BS} = -1.06 + 0.03 \cdot P$ | 0.305 NS |
| BBML | 0.385 | 7 | $E_{BBML} = -23.37 - 0.09 \cdot P$ | 0.137 NS |
| BBLC | 0.227 | 18 | $E_{BBLC} = -25.61 - 0.11 \cdot P$ | 0.053 NS |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 6. Resumen de los análisis de regresión realizados entre el volumen anual de escorrentía (E) y la precipitación anual (P) para cada manejo (siglas de los manejos en tabla 3).

Por otro lado, al analizar la producción de escorrentía media de cada manejo para toda la serie experimental también se observan importantes diferencias en función del manejo aplicado (fig. 34). Al igual que se observaba en la figura relativa al porcentaje de episodios con escorrentía (fig. 31), las parcelas manejadas con prácticas de laboreo convencional (LC) presentan las máximas producciones de escorrentía anual de todos los manejos analizados, correspondiendo el mayor valor al GLC ($43.53 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), seguido del CLC ($29.59 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y del BBLC ($22.55 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). A continuación, en orden descendente se sitúan el BBML ($18.48 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), el BSML ($14.18 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), el CML (11.97 y $7.85 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y el GNL ($7.49 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Y en el otro extremo, las producciones más reducidas pertenecen al BTML ($3.91 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), al CNL ($2.08 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y al BNL ($0.00 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) (fig. 34).

Comparando las producciones medias de escorrentía para el mismo tipo de cultivo, el GLC presenta una tasa de escorrentía 7 veces superior al GNL; y respecto a la cebada, la producción de CLC es 2.5 veces superior a la de CML y 14 veces mayor que la de CNL.

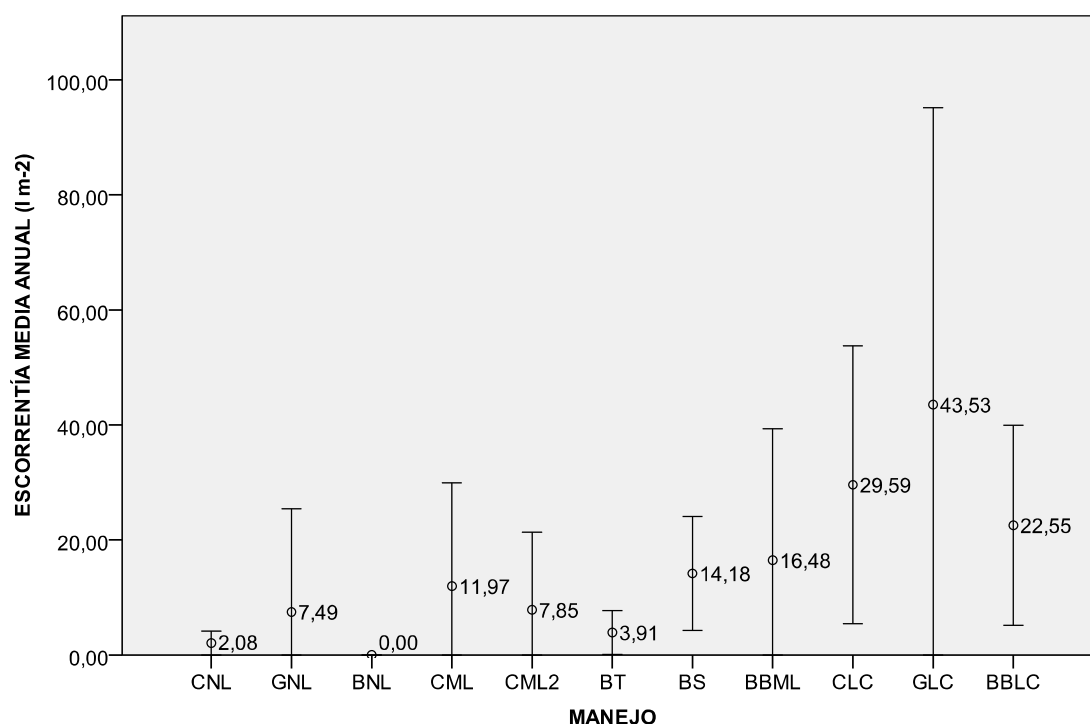


Figura 34. Producción media de escorrentía anual (l m^{-2}), e intervalos de confianza al 95%, correspondiente a cada manejo para el periodo experimental 2003/04 – 2009/10. Las siglas de los manejos se encuentran en la tabla 3.

5.4.2.2. Análisis por episodios de lluvia

Para comparar las producciones de escorrentía registradas en episodios independientes de lluvia se empleó un análisis de covarianza (ANCOVA), considerando el volumen de escorrentía (l m^{-2}) como variable dependiente, la precipitación del episodio (mm) como covariable y el tipo de manejo como factor. En este caso, se consideran independientes dos episodios de lluvia cuando se registraron las producciones de escorrentía de forma independiente. Dado que todos los manejos no se encuentran presentes en el mismo momento, los análisis se realizaron dos a dos, con objeto de comparar las respuestas hidrológicas frente a los mismos episodios de lluvia. Se incluyen en cada análisis tan sólo los episodios de lluvia en los que alguno de los dos manejos comparados registró escorrentía.

No se ha podido realizar la comparación entre los cultivos de girasol (GNL y GLC) y de cebada CML, ya que no se aplicaron simultáneamente en ninguna de las campañas.

En primer lugar, la tabla 7 muestra los resultados obtenidos relativos a los diferentes modelos de cultivo (GNL, CNL, CML, CLC y GLC) y el modelo de abandono iniciado en 1993 (AB). En la diagonal inferior de la tabla se indican las campañas comunes a los manejos comparados y en la superior el resumen de los resultados del análisis ANCOVA realizado y la producción media de escorrentía por episodio de los manejos comparados en cada caso. No se incluye en este resumen el p valor de la covariable precipitación, que resultó significativa a nivel $p < 0.000$ en todas las comparaciones.

| | CNL | GNL | CML | CML2 | CLC | GLC | AB |
|------|--|--|--------------------------------------|--------------------------------------|--|--|---------------------------------------|
| CNL | - | N=30 $p=0.000^{***}$ 0.36/1.15 | N=33 $p=0.000^{***}$ 0.26/2.54 | N=31 $p=0.000^{***}$ 0.27/1.77 | N=126 $p=0.000^{***}$ 1.30/3.19 | N=58 $p=0.000^{***}$ 0.19/3.48 | N=75 $p=0.003^{**}$ 0.89/0 |
| GNL | 00/01 – 02/03 (3) | - | SIN EPISODIOS COMUNES | SIN EPISODIOS COMUNES | N=41 $p=0.081$ NS 0.84/2.14 | N=90 $p=0.000^{***}$ 0.43/3.04 | N=40 $p=0.000^{***}$ 0.97/0.00 |
| CML | 03/04 – 09/10 (8) | SIN CAMPAÑAS COMUNES | - | N=33 $p=0.070$ NS 2.54/1.66 | N=41 $p=0.635$ NS 2.04/1.93 | SIN EPISODIOS COMUNES | N=38 $p=0.000^{***}$ 3.33/0.00 |
| CML2 | 03/04 – 09/10 (8) | SIN CAMPAÑAS COMUNES | 03/04 – 09/10 (8) | - | N=38 $p=0.027^{*}$ 1.45/2.09 | SIN EPISODIOS COMUNES | N=37 $p=0.000^{***}$ 2.31/0.00 |
| CLC | 93/94, 95/96, 97/98, 99/00 – 09/10 (14) | 00/01 – 02/03 (3) | 03/04 – 09/10 (8) | 03/04 – 09/10 (8) | - | N=60 $p=0.000^{***}$ 3.36/1.52 | N=143 $p=0.000^{***}$ 3.20/0.77 |
| GLC | 00/01 – 02/03 (3) | 94/95, 96/97, 98/99, 00/01, 01/02, 02/03 (6) | SIN CAMPAÑAS COMUNES | SIN CAMPAÑAS COMUNES | 00/01 – 02/03 (3) | - | N=81 $p=0.000^{***}$ 3.23/0.00 |
| AB | 93/94, 95/96, 97/98, 99/00 – 09/10 (14) | 94/95, 96/97, 98/99, 00/01, 01/02, 02/03 (6) | 03/04 – 09/10 (8) | 03/04 – 09/10 (8) | 93/94, 95/96, 97/98, 99/00 – 09/10 (14) | 94/95, 96/97, 98/99, 00/01, 01/02, 02/03 (6) | - |

* $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 7. Resumen las comparaciones realizadas entre los modelos de cultivos (CNL, GNL, CML, CLC, GLC) y el modelo de abandono de larga duración (ab) para la producción media de escorrentía en episodios independientes de lluvia realizadas mediante el análisis de covarianza. En la diagonal inferior se indican las campañas empleadas en cada comparación. En diagonal superior se indica para cada comparación por pares, el numero N de datos, el nivel p de la significación estadística entre las dos medias y los valores medios de producción de escorrentía ($l\ m^{-2}$). Las siglas de los manejos se encuentran en la tabla 3.

Los resultados indican nuevamente que el manejo ejerce una fuerte influencia en los volúmenes de escorrentía registrados en las parcelas de cultivo. En la práctica totalidad de las comparaciones por pares se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas a nivel $p=0.000$.

Una excepción corresponde a los manejos CML y CLC, cuya falta de significación estadística ($p=0.635$) entre sus producciones de escorrentía confirma la similitud observada entre las respuestas hidrológicas de los manejos. Igualmente en el caso de los dos cultivos de cebada

con mínimo laboreo, CML y CML2, entre los que, como era de esperar, tampoco se obtienen diferencias significativas. Por otro lado, tampoco resultaron significativas las diferencias entre las producciones de escorrentía del GNL y el CLC. Si bien, en este caso los valores medios de producción de escorrentía son de 0.84 y 2.14 m⁻² respectivamente, diferencias que equivalen a un incremento superior al 154% en la escorrentía media registrada en el CLC respecto al GNL.

Respecto a los cinco modelos de Barbecho (BNL, BSML, BTML, BBML y BBLC), las comparaciones realizadas entre ellos, así como con el modelo de Abandono (AB), se muestran en la tabla 8. En la diagonal inferior de la tabla se indican las campañas comunes a los manejos comparados y en la superior el resumen de los resultados del análisis ANCOVA realizado y la producción media de escorrentía por episodio de los manejos comparados en cada caso. No se incluye en este resumen el *p* valor de la covariable precipitación, que resultó significativa a nivel *p*<0.000 en todas las comparaciones.

| | BNL | BTML | BSML | BBML | BBLC | AB |
|------|-------------------------|---|---|---|---|--|
| BNL | - | N=17 <i>p</i> =0.000*** 0.00/1.61 | N=14 <i>p</i> =0.000*** 0.00/2.43 | N=45 <i>p</i> =0.000*** 0.00/2.56 | N=36 <i>p</i> =0.000*** 0.00/1.88 | N=365 0.00/0.00 |
| BTML | 03/04 – 09/10 (8) | - | N=19 <i>p</i> =0.154 NS 0.94/1.79 | N=46 <i>p</i> =0.000*** 0.60/2.51 | N=39 <i>p</i> =0.000*** 0.70/1.73 | N=22 <i>p</i> =0.000*** 1.87/0.00 |
| BSML | 04/05 – 08/09 (6) | 04/05 – 08/09 (6) | - | N=33 <i>p</i> =0.528 NS 1.03/1.32 | N=27 <i>p</i> =0.935 NS 1.26/1.04 | N=54 <i>p</i> =0.000*** 2.36/0.00 |
| BBML | 03/04 – 09/10 (8) | 03/04 – 09/10 (8) | 04/05 – 08/09 (6) | - | N=51 <i>p</i> =0.030* 2.31/1.33 | N=55 <i>p</i> =0.000*** 2.76/0.00 |
| BBLC | 03/04 – 09/10 (8) | 03/04 – 09/10 (8) | 04/05 – 08/09 (6) | 03/04 – 09/10 (8) | - | N=183 <i>p</i> =0.000*** 2.23/0.00 |
| AB | 03/04 – 09/10 (8) | 03/04 – 09/10 (8) | 04/05 – 08/09 (6) | 03/04 – 09/10 (8) | 93/94 – 09/10 (17) | - |

p*<0.05; *p*<0.01; ****p*<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 8. Resumen las comparaciones entre barbechos (BNL, BSML, BTML, BBML Y BBLC) para la producción media de escorrentía en episodios independientes de lluvia realizadas mediante el análisis de covarianza. En la diagonal inferior se indican las campañas empleadas en cada comparación. En la diagonal superior se indica para cada comparación por pares, el numero N de datos, el nivel *p* de la significación estadística entre las dos medias y los valores medios de producción de escorrentía (l m⁻²). Las siglas de los manejos se encuentran en la tabla 3.

Los resultados reafirman la importancia de las prácticas agrícolas en la respuesta hidrológica del suelo. Todas las comparaciones resultaron significativas excepto las efectuadas entre el BSML y los barbechos BTML (*p*=0.054), BBML (*p*=0.528) y BBLC (*p*=0.935), de acuerdo con la posición intermedia que ocupaba dicho manejo en la figura 33.

Por otro lado, las parcelas BNL y AB, ambas con niveles superiores al 80% de cobertura vegetal durante todo el año, presentaron una respuesta hidrológica idéntica, sin generación de escorrentía en ninguno de los 365 episodios de lluvia comunes a ambos manejos.

5.4.3. Análisis de la producción de sedimentos

De forma análoga al análisis de la producción de escorrentía, las tasas de erosión hídrica registradas en las parcelas se han estudiado a nivel anual (apdo. 5.4.3.1) y por episodio de lluvia (apdo. 5.4.3.2).

5.4.3.1. Análisis de los valores medios anuales. Correspondencia con la precipitación anual

Para el estudio de la relación entre las producciones medias anuales de sedimentos y la precipitación acumulada en cada campaña, se realizó un análisis de regresión entre ambas variables para cada manejo. Los resultados de estos análisis se presentan en la tabla 9 y en las figuras 35 para los cultivos y 36 para los barbechos. De forma similar a lo observado en relación con la escorrentía, los resultados de producción de sedimentos en las parcelas muestran una elevada variabilidad interanual, así como entre los manejos. También se observa en este caso la falta de correspondencia entre las tasas máximas de erosión y las mayores precipitaciones anuales.

Respecto a los cultivos, destaca la recta de regresión obtenida para el CLC, que presenta las mayores tasas de erosión hídrica de los cultivos analizados, especialmente en las campañas de precipitaciones más abundantes, y por tanto, ocupa la parte alta de la gráfica. La recta de regresión del GLC ocupa una posición inferior al anterior, con tasas de erosión algo más reducidas pero superiores al resto de los manejos. La correspondiente al CML se sitúa en una posición intermedia entre los manejos anteriores, y finalmente, GNL y CNL, presentan rectas de regresión muy tendidas y similares en la parte baja de la figura, reflejando las menores producciones de sedimentos de los cinco manejos analizados independientemente de la precipitación de la campaña.

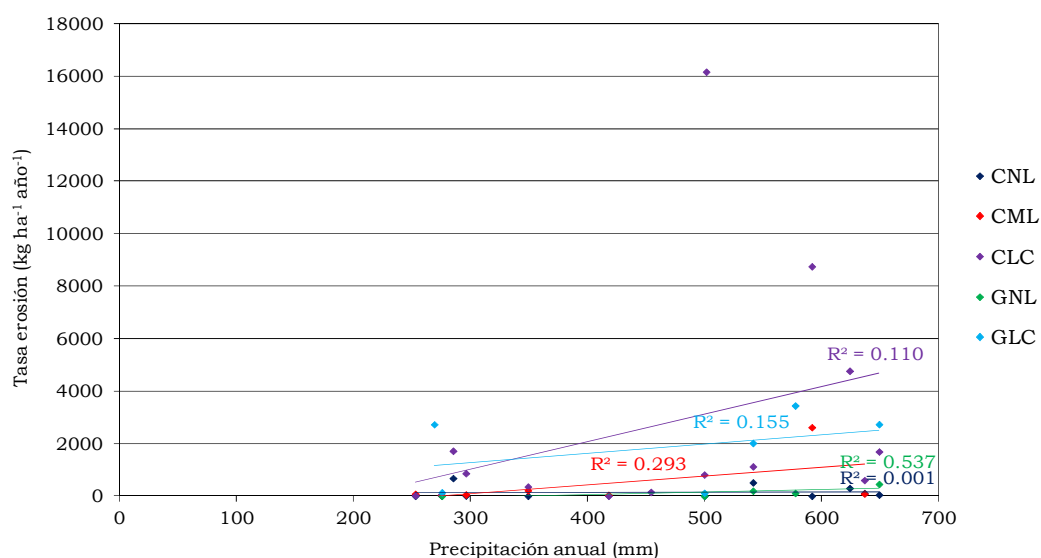


Figura 35. Análisis de regresión para la producción de sedimentos y la precipitación total acumulada por campaña para los diferentes cultivos (siglas de los manejos en tabla 3).

En cuanto a los barbechos, destacan las elevadas producciones de sedimentos registradas en el BBLC, especialmente la correspondiente a la campaña 1995/96, que ascendió a 24000 kg ha⁻¹, si bien, éste no se trató del año más lluvioso de la serie analizada. Tasas de erosión

algo inferiores se observan en el BBML, que no obstante, se sitúa junto con al BBLC en una posición destacada superior al resto de barbechos.

Las rectas erosión/precipitación para los manejos BTML y BSML son muy similares entre sí y se sitúan por debajo de los barbechos blancos. Por último, el barbecho químico BNL, de la misma manera que la producción de escorrentía (fig. 33), presenta tasas de erosión nulas para todas las campañas analizadas.

No obstante, a pesar de dichas tendencias, los distintos modelos de regresión obtenidos para las tasas de erosión ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) frente a la precipitación anual total (mm) no aportan significación estadística (tabla 9); señalando que los volúmenes totales anuales de precipitación no presentan por si mismos ninguna capacidad predictiva sobre las tasas de erosión.

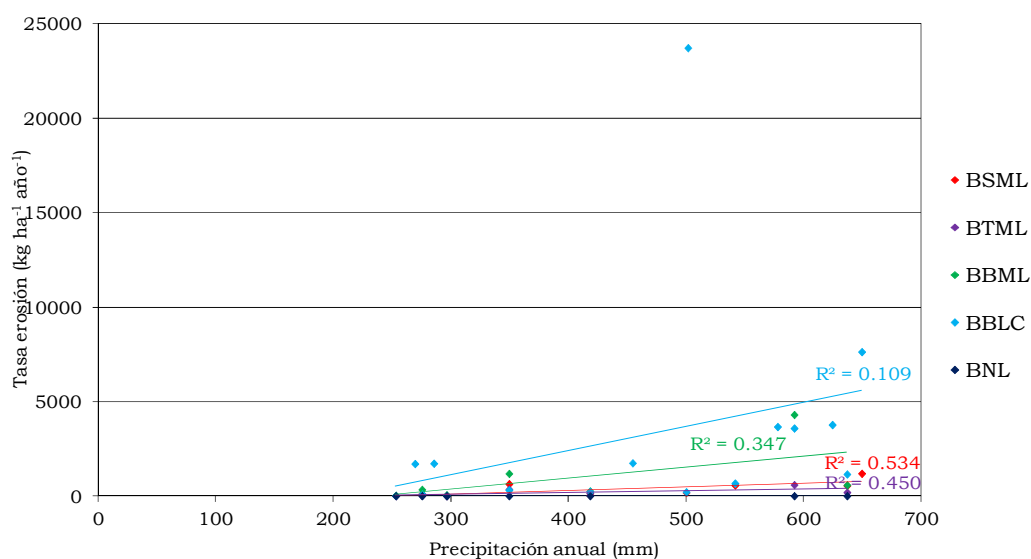


Figura 36. Análisis de regresión para la tasa anual de erosión y la precipitación total acumulada por campaña para los diferentes barbechos (siglas de los manejos en tabla 3).

| Manejo | R ² | N | Ecuación | p |
|--------|----------------|----|---------------------------------------|----------|
| CNL | 0.056 | 12 | $S_{CNL} = 123.45 + 0.03 \cdot P$ | 0.945 NS |
| CML | 0.293 | 7 | $S_{CML} = -907.01 + 3.35 \cdot P$ | 0.209 NS |
| CLC | 0.110 | 14 | $S_{CLC} = -214.36 + 10.52 \cdot P$ | 0.246 NS |
| GNL | 0.535 | 6 | $S_{GNL} = -339.59 + 0.96 \cdot P$ | 0.159 NS |
| GLC | 0.155 | 6 | $S_{GLC} = -220.899 + 3.49 \cdot P$ | 0.439 NS |
| BNL | - | 7 | - | - |
| BTML | 0.450 | 7 | $S_{BT} = -198.26 + 0.94 \cdot P$ | 0.098 NS |
| BSML | 0.534 | 9 | $S_{BS} = -427.1.910 + 0.03 \cdot P$ | 0.025 * |
| BBML | 0.347 | 7 | $S_{BBML} = -1375.65 + 5.79 \cdot P$ | 0.168 NS |
| BBLC | 0.109 | 18 | $S_{BBLC} = -2694.84 + 12.80 \cdot P$ | 0.195 NS |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 9. Resumen de los análisis de regresión realizados entre la producción anual de sedimentos (S) y la precipitación anual (P) para cada manejo. Las siglas de los manejos se encuentran en la tabla 3.

La figura 37 representa la producción media de sedimentos de cada manejo para el periodo experimental completo 1993/94 a 2009/10, acompañada de los intervalos de confianza al

95% correspondientes. Como se puede apreciar en la figura, y de acuerdo con lo observado anteriormente para la producción de escorrentía, los tres manejos con prácticas de LC presentan las mayores tasas medias de erosión. Las producciones anuales medias de sedimentos para toda la serie experimental son de 2952 kg ha⁻¹ año⁻¹ en el BBLC, de 2645 kg ha⁻¹ año⁻¹ en el CLC y de 1859 kg ha⁻¹ año⁻¹ en el GLC. Además, la elevada variabilidad que se observaba en las figuras 35 y 36 queda reflejada en los amplios intervalos de confianza que presentan los tres manejos en la figura 37. Sin embargo, cabe destacar que en la producción de escorrentía la mayor tasa pertenece al GLC, seguido del CLC y del BBLC, a la inversa que en la producción de sedimentos, poniendo de manifiesto que los valores medios de concentración de sedimentos (g l⁻¹) del BBLC son los más elevados y los del GLC los más reducidos. Así, el GLC presenta una concentración media de sedimentos de 42.7 g l⁻¹, el CLC de 89.4 g l⁻¹ y el BBLC de 130.9 g l⁻¹, más del triple que el GLC y un 50% superior al CLC.

Tras los manejos con LC, coincidiendo con lo observado en la producción de escorrentía, el BBML presenta la mayor tasa media de erosión para la serie experimental, con 957.4 kg ha⁻¹ año⁻¹, seguido de las dos parcelas de cultivo con mínimo laboreo CML y CML2, con 447.5 y 437.8 kg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente, y del del BSML, con 359.3 kg ha⁻¹ año⁻¹ (fig. 37).

El resto de manejos presenta tasas de erosión inferiores a 200 kg ha⁻¹ año⁻¹, coincidiendo con los manejos que presentan mayores porcentajes de cobertura vegetal. En estos la tasa de erosión descende en el orden BTML (181.9 kg ha⁻¹ año⁻¹), GNL (150.3 kg ha⁻¹ año⁻¹), CNL (124.6 kg ha⁻¹ año⁻¹) y BNL (0.0 kg ha⁻¹ año⁻¹) (fig. 37).

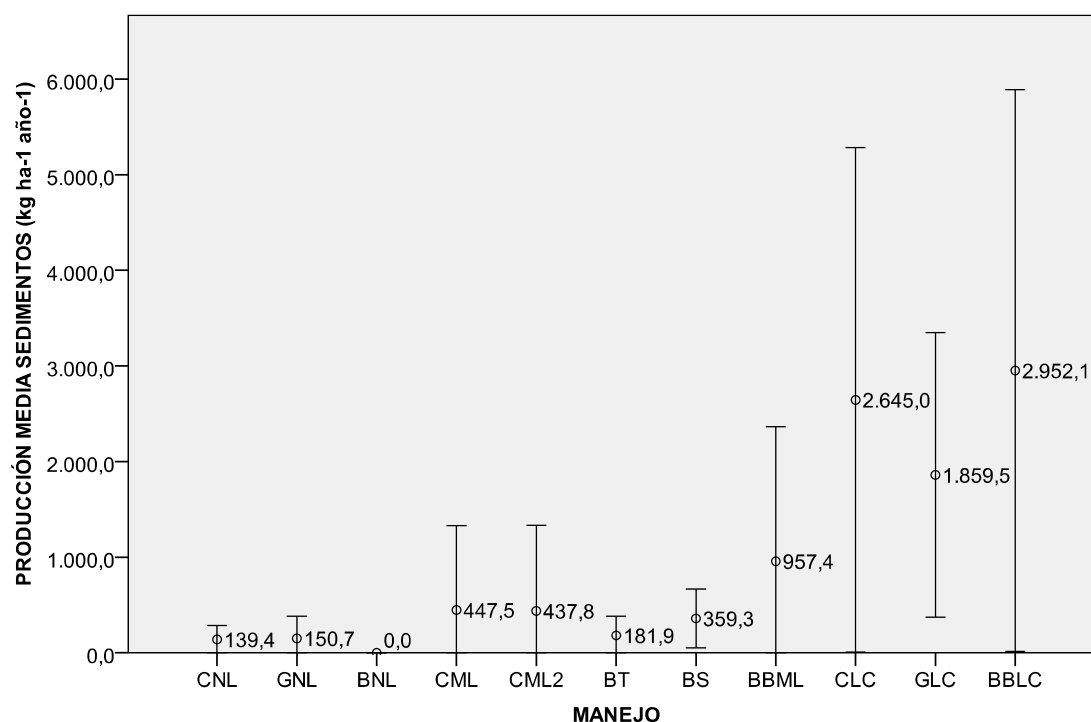


Figura 37. Producción media de sedimentos (kg ha⁻¹ año⁻¹) e intervalos de confianza al 95% correspondiente a cada manejo para el periodo experimental 2003/04 – 2010/11. Las siglas de los manejos se encuentran en la tabla 3.

5.4.3.2. Análisis por episodios de lluvia

Para comparar las tasas de erosión registradas en episodios aislados de lluvia, se empleó un análisis de covarianza (ANCOVA), considerando la producción de sedimentos (kg ha^{-1}) como variable dependiente, la precipitación del episodio (mm) como covariable y el tipo de manejo como factor. Dado que todos los manejos no se encuentran presentes en el mismo momento, los análisis se realizaron dos a dos, con objeto de comparar las respuestas erosivas frente a los mismos episodios de lluvia. Se incluyen en cada análisis tan sólo los episodios de lluvia en los que en alguno de los dos manejos comparados se produjo sedimentos.

Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 10, que presenta las comparaciones entre los cultivos, y en la tabla 11, que contiene las comparaciones entre los diferentes modelos de barbecho. En ambos casos se incluye la comparación con el modelo de Abandono de larga duración AB. En la diagonal inferior se indican las campañas comunes a los manejos comparados y en la superior, el resumen de los resultados del análisis ANCOVA realizado y la producción media de sedimentos por episodio de los manejos comparados en cada caso. No se incluye en este resumen el p valor de la covariable precipitación, que resultó significativa a nivel $p < 0.000$ en todas las comparaciones.

En cuanto a los cultivos, todas las comparaciones resultaron estadísticamente significativas, la práctica totalidad a nivel $p = 0.000$ (tabla 10). Excepto la realizada entre las dos parcelas de cultivo con mínimo laboreo, CML y CML2, ($p = 0.407$) El análisis tampoco dio una significación estadística a las diferencias entre GNL y CLC ($p = 0.081$); sin embargo, la producción media de sedimento por episodio de lluvia es de 5.73 kg ha^{-1} en el GNL, mientras que en el CLC es de 71.33 kg ha^{-1} , que equivale aproximadamente a 14 veces la producción del GNL.

Los cultivos de girasol (GNL y GLC) y CML no se aplicaron simultáneamente en ninguna de las campañas, por lo que no se ha podido realizar la comparación correspondiente.

Respecto a los barbechos (tabla 11), los resultados muestran que el BSML presenta una respuesta intermedia entre los dos barbechos blancos, con los que no se obtuvieron diferencias significativas ($p = 0.463$ para la comparación BSML-BBML y $p = 0.228$ para BSML-BBLC), y el BTML, con el que tampoco resultó significativo el análisis ($p = 0.339$). Estos resultados coinciden con los obtenidos para el análisis de la respuesta hidrológica.

Tampoco se obtuvieron diferencias significativas en la respuesta erosiva entre los dos modelos de barbecho blanco BBML y BBLC ($p = 0.279$). Sin embargo, el análisis de las producciones de escorrentía sí resultó significativo, lo que sugiere diferencias en la concentración de sedimentos entre ambos manejos. Así, la concentración media de sedimentos del BBML es de 54.6 g l^{-1} , mientras que la del BBLC asciende a 78.5 g l^{-1} para los mismos episodios de lluvia, lo que supone un incremento del 44% respecto al BBML.

Por otro lado, las parcelas BNL y AB, ambas con niveles superiores al 80% de cobertura vegetal durante todo el año, presentaron una respuesta erosiva idéntica en los 356 episodios de lluvia comunes a ambos manejos, mostrando una producción de sedimentos nula en todos ellos.

| | CNL | GNL | CML | CML2 | CLC | GLC | AB |
|------|--|--|--|--|--|--|---|
| CNL | - | N=30 $p=0.000^{***}$ 18.56/21.53 | N=33 $p=0.000^{***}$ 4.35/156.97 | N=31 $p=0.000^{***}$ 4.63/244.36 | N=126 $p=0.000^{***}$ 1.30/3.19 | N=58 $p=0.000^{***}$ 9.60/95.77 | N=75 $p=0.003^{**}$ 59.08/0.00 |
| GNL | 00/01 – 02/03 (3) | - | SIN EPISODIOS COMUNES | SIN EPISODIOS COMUNES | N=41 $p=0.081$ NS 15.73/71.33 | N=90 $p=0.000^{***}$ 17.55/131.70 | N=40 $p=0.000^{***}$ 40.05/0.00 |
| CML | 03/04 – 09/10 (8) | SIN CAMPAÑAS COMUNES | - | N=33 $p=0.407$ NS 94.94/92.88 | N=41 $p=0.022^{*}$ 76.42/259.10 | SIN EPISODIOS COMUNES | N=38 $p=0.000^{***}$ 146.57/0.00 |
| CML2 | 03/04 – 09/10 (8) | SIN CAMPAÑAS COMUNES | 03/04 – 09/10 (8) | - | N=38 $p=0.003^{**}$ 0.003 | SIN EPISODIOS COMUNES | N=37 $p=0.000^{***}$ 115.97/0.00 |
| CLC | 93/94, 95/96, 97/98, 99/00 – 09/10 (14) | 00/01 – 02/03 (3) | 03/04 – 09/10 (8) | 03/04 – 09/10 (8) | - | N=60 $p=0.000^{***}$ 92.58/48.94 | N=143 $p=0.000^{***}$ 280.50/0.77 |
| GLC | 00/01 – 02/03 (3) | 94/95, 96/97, 98/99, 00/01, 01/02, 02/03 (6) | SIN CAMPAÑAS COMUNES | SIN CAMPAÑAS COMUNES | 00/01 – 02/03 (3) | - | N=81 $p=0.000^{***}$ 137.79/0.00 |
| AB | 93/94, 95/96, 97/98, 99/00 – 09/10 (14) | 94/95, 96/97, 98/99, 00/01, 01/02, 02/03 (6) | 03/04 – 09/10 (8) | 03/04 – 09/10 (8) | 93/94, 95/96, 97/98, 99/00 – 09/10 (14) | 94/95, 96/97, 98/99, 00/01, 01/02, 02/03 (6) | - |

* $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 10. Resumen de las comparaciones entre cultivos para la producción media de sedimentos en episodios aislados de lluvia realizadas mediante el análisis de Covarianza. En la diagonal inferior se indican las campañas empleadas en cada comparación. En la diagonal superior se indica para cada comparación por pares, el numero N de datos, el nivel p de la significación estadística entre las dos medias y los valores medios de producción de sedimentos (kg ha^{-1}). Las siglas de los manejos se encuentran en la tabla 3.

| | BNL | BTML | BSML | BBML | BBLC | AB |
|------|-------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---|---|---|
| BNL | - | N=17 $p=0.000^{***}$ 0.00/74.87 | N=14 $p=0.000^{***}$ 0.00/86.44 | N=45 $p=0.000^{***}$ 0.00/142.83 | N=36 $p=0.000^{***}$ 0.00/148.49 | N=365 0.00/0.00 |
| BTML | 03/04 – 09/10 (8) | - | N=19 $p=0.339^{NS}$ 35.48/63.69 | N=46 $p=0.000^{***}$ 27.37/139.73 | N=39 $p=0.000^{***}$ 32.63/37.07 | N=22 $p=0.001^{**}$ 107.21/0.00 |
| BSML | 04/05 – 08/09 (6) | 04/05 – 08/09 (6) | - | N=33 $p=0.463^{NS}$ 36.67/62.24 | N=27 $p=0.228^{NS}$ 44.82/60.82 | N=54 $p=0.000^{***}$ 59.98/0.00 |
| BBML | 03/04 – 09/10 (8) | 03/04 – 09/10 (8) | 04/05 – 08/09 (6) | - | N=51 $p=0.279^{NS}$ 126.16/104.82 | N=55 $p=0.000^{***}$ 146.50/0.00 |
| BBLC | 03/04 – 09/10 (8) | 03/04 – 09/10 (8) | 04/05 – 08/09 (6) | 03/04 – 09/10 (8) | - | N=183 $p=0.000^{***}$ 291.95/0.00 |
| AB | 03/04 – 09/10 (8) | 03/04 – 09/10 (8) | 04/05 – 08/09 (6) | 03/04 – 09/10 (8) | 93/94 – 09/10 (17) | - |

* $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 11. Resumen las comparaciones entre barbechos para la producción media de sedimentos en episodios aislados de lluvia realizadas mediante el análisis de Covarianza. En la diagonal inferior se indican las campañas empleadas en cada comparación. En diagonal superior se indica para cada comparación por pares, el numero N de datos, el nivel p de la significación estadística entre las dos medias y los valores medios de producción de sedimentos (kg ha^{-1}). Las siglas de los manejos se encuentran en la tabla 3.

5.5. INFLUENCIA DE LA HUMEDAD ANTECEDENTE DEL SUELO EN LA GENERACIÓN DE ESCORRENTÍA

El estado de humedad del suelo previo a la precipitación es un factor influyente en la respuesta hidrológica del suelo (Hino *et al.*, 1988; Boughton, 1989 en De Alba, 1999; Beven, 2002, entre otros). Diversos autores han destacado su importancia como factor de control en los procesos generadores de escorrentía en medios semiáridos (por ej. Karnieli y Ben-Asher, 1993; Ceballos y Schnabel, 1998; Fitzjohn *et al.*, 1998, Castillo *et al.* 2003) y han mostrado la falta de correspondencia que existe entre la precipitación y la escorrentía, relacionada estrechamente con el estado de humedad del suelo (Llorens y Gallart, 1992; Ceballos y Schnabel, 1998; García Ruíz *et al.*, 2005, entre otros).

Así mismo, la humedad antecedente ha sido incluida en modelos hidrológicos como el método del Número de Curva (USDA-SCS, 1954), que distingue tres estados de humedad precedente del suelo (AMC I, II y III) para la determinación del volumen de escorrentía generada en un evento de lluvia; así como en posteriores modelos que incorporan éste método, por ejemplo: CREAMS (Kinsel, 1980); SWRRB (Williams, *et al.* 1985), EPIC (Sharpley y Williams, 1990), MODIPÉ (Martínez de Azagra, 1996) o SWAT (Arnold *et al.*, 1998, USDA-ARS, 2004).

En el presente apartado se analiza la influencia de la precipitación acumulada en el episodio de lluvia y el efecto de la humedad antecedente del suelo sobre la generación de escorrentía. Para ello, se utilizaron las siguientes variables:

- P (mm), precipitación del episodio de lluvia;
- R_a (mm), reserva antecedente del suelo. A partir de los datos registrados en la estación meteorológica de la Finca La Higuera (código 3358b de la AEMET) se calculó mediante el método de Turc (1961) el estado diario de la reserva de agua del suelo, y se definió la variable “*reserva antecedente del suelo*”, que consiste en la reserva de agua del suelo el día anterior al episodio. De esta manera, la variable R_a representa el estado de humedad del suelo sobre el que se produce la precipitación;
- “*ocurrencia de escorrentía*”. Variable dicotómica que toma el valor uno cuando al menos una de las parcelas experimentales registró escorrentía en el episodio de lluvia, o cero, cuando no se generó escorrentía en ninguna de las parcelas.

Los 816 episodios de lluvia registrados durante la serie experimental se clasificaron en una serie de intervalos en función de su precipitación P , y dentro de cada intervalo, se establecieron una serie de clases en función de la reserva antecedente del suelo R_a . A continuación, mediante la variable “*ocurrencia de escorrentía*”, se calculó para cada una de estas clases de R_a y P , el porcentaje de episodios con generación de escorrentía, equivalente a la probabilidad de ocurrencia o generación de escorrentía en cada clase de R_a y P , representada en la figura 38.

En primer lugar, la figura 38 muestra que la precipitación acumulada del episodio P ejerce una influencia directa sobre la respuesta hidrológica del suelo con independencia de su estado de humedad inicial R_a . Como muestra la figura, la probabilidad de ocurrencia de escorrentía aumenta a medida que lo hace el valor de P para cualquier rango de R_a . De manera que, los episodios con precipitaciones P superiores a 20 mm (intervalos $20 < P < 25$ mm y $P > 25$ mm) presentan porcentajes de ocurrencia de escorrentía superiores al 85% en todos los casos.

No obstante, en la figura se observa que la respuesta hidrológica del suelo varía considerablemente en función de su estado de humedad antecedente R_a . De manera que, para cualquier episodio de lluvia, la probabilidad de ocurrencia de escorrentía se incrementa conforme aumenta R_a , hasta alcanzar el valor máximo cuando los suelos se encuentran en condiciones próximas a la saturación ($R_a > 90$ mm) (fig. 38).

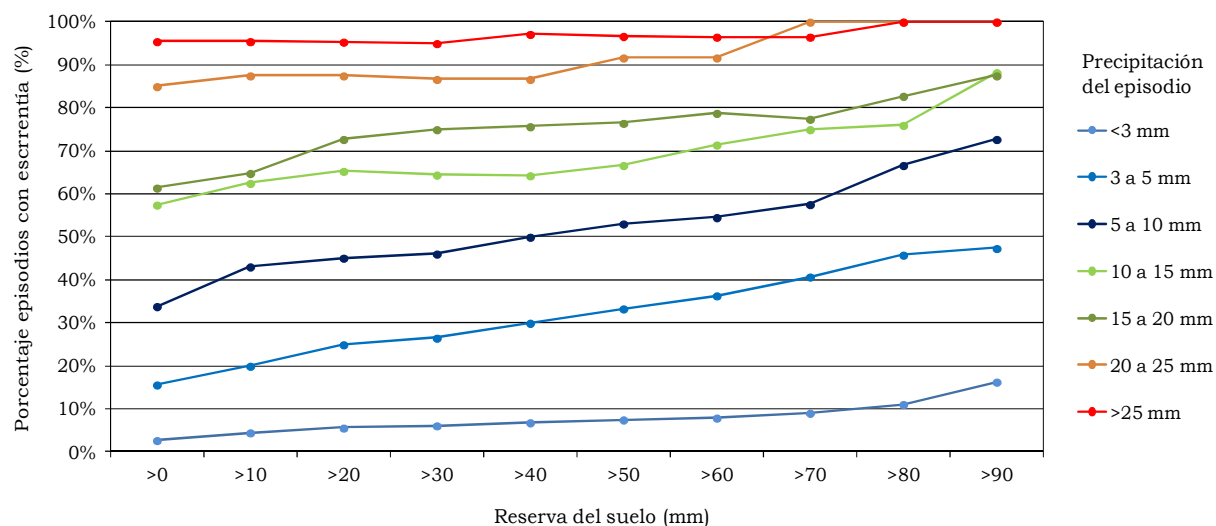


Figura 38. Porcentaje de episodios con escorrentía (%) en función de la precipitación acumulada P (mm) y de la reserva previa del suelo R_a (mm) para las precipitaciones de la serie 1993/94 a 2009/10.

Los episodios de lluvia que presentan las respuestas hidrológicas más diferenciadas en función de R_a son los correspondientes a los intervalos 3-5 mm y 5-10 mm. En éstos, la probabilidad de registrar escorrentía se incrementa un 32 y un 39% respectivamente al pasar de suelos en cualquier estado de humedad ($R_a > 0$) a suelos cercanos a la saturación ($R_a > 90$ mm). A modo de ejemplo, a partir de la figura 38 se obtiene que la probabilidad de generar escorrentía de un episodio de 8 mm de precipitación acumulada en cualquier situación es del 33.8%, mientras que cuando el suelo presenta una reserva previa superior a 90 mm, esta probabilidad se duplica y asciende al 72.7%.

Este incremento se reduce ligeramente para los episodios de los intervalos 10-15 mm y 15-20 mm, que registran aumentos del 31 y 26% respectivamente, y muestra un gran descenso para los intervalos 20-25 mm y $P > 25$ mm, ya que éstos presentan elevadas probabilidades de generar escorrentía con independencia del estado del suelo debido a su gran precipitación acumulada.

En resumen, los resultados anteriores revelan que la humedad antecedente condiciona la respuesta hidrológica del suelo ante una precipitación dada (de acuerdo con Finker *et al.*, 1986; Fitzjohn *et al.*, 1998 y Cantón *et al.*, 2001, entre otros). Por tanto, además de tener en cuenta el volumen de precipitación acumulada, la humedad antecedente debe considerarse un factor clave a la hora de evaluar el potencial generador de escorrentía de un determinado episodio de lluvia, y en consecuencia su potencial erosivo. Así mismo, otros autores han resaltado la importancia de la inclusión de un factor de humedad antecedente en los modelos de erosión en ambientes mediterráneos (por ej., López Vicente, 2007) y han puesto de manifiesto los errores que puede causar la no consideración de este parámetro en cualquier actividad que incorpore el uso de modelos como la prevención de riesgos por avenidas, el control de la erosión hídrica o la planificación y ordenación del territorio en este tipo de ambientes (Gómez Plaza, 2000).

5.6. INFLUENCIA DE LA INTENSIDAD DE LLUVIA EN LA GENERACIÓN DE ESCORRENTÍA

Entre las características de la lluvia, la intensidad es uno de los factores dominantes que controla la respuesta hidrológica y erosiva del suelo. El objetivo del presente apartado es evaluar la influencia de este parámetro junto con el efecto de la precipitación acumulada en la generación de escorrentía en los episodios registrados durante el periodo 1993/94 a 2009/10. Para ello, se ha empleado la intensidad máxima en 30 minutos del episodio (I_{30} mm h⁻¹) por ser la variable incluida en el índice de mayor aplicación internacional para el cálculo de la agresividad de la lluvia o erosividad, denominado EI_{30} (Wischmeier 1959) y posteriormente en la USLE (Wischmeier y Smith, 1978) y en la versión revisada de esta ecuación RUSLE (Renard *et al.*, 1997).

Para la realización del análisis se emplearon las siguientes variables:

- I_{30} (mm h⁻¹), Intensidad máxima en 30 minutos del episodio de lluvia. Obtenida mediante el programa de análisis de pluviogramas *Pluvical.exe* (De Alba, 1998) a partir de los datos registrados en los pluviógrafos del campo experimental;
- P (mm), precipitación del episodio de lluvia;
- “*ocurrencia de escorrentía*”. Variable dicotómica que toma el valor uno cuando al menos una de las parcelas experimentales registró escorrentía en el episodio de lluvia, o cero, cuando no se generó escorrentía en ninguna de las parcelas.

Los episodios fueron clasificados en función de su I_{30} y P , estableciendo una serie de intervalos para los cuales, mediante la variable “*ocurrencia de escorrentía*”, se calculó el porcentaje de episodios con registro de escorrentía (%), equivalente a la probabilidad de ocurrencia de escorrentía para un determinado intervalo de P e I_{30} . Los resultados se muestran en la figura 39.

Por un lado, en la figura destaca que los episodios que registraron las precipitaciones más abundantes presentan una probabilidad de generación de escorrentía muy elevada con independencia de la intensidad de lluvia alcanzada. Así, para los episodios con $P > 20$ mm se obtuvieron porcentajes de ocurrencia de escorrentía superiores al 80% para cualquier rango de I_{30} . Lo que indica, que en este tipo de episodios, la intensidad de lluvia no es el factor determinante de la generación de escorrentía, sino que ésta guarda una estrecha relación con el elevado volumen de precipitación del episodio.

Sin embargo, en los episodios de menor precipitación se observa un claro incremento en la probabilidad de ocurrencia de escorrentía al aumentar I_{30} , que señala la importancia de este factor como desencadenante de los procesos de generación de escorrentía en estas situaciones. Como se puede observar en la figura, en el intervalo de episodios con $P < 10$ mm, el porcentaje de ocurrencia de escorrentía aumenta desde un 10.7% para los episodios de baja intensidad ($I_{30} < 3$ mm h⁻¹) hasta un 57.1% para los que registraron I_{30} superior a 10 mm h⁻¹.

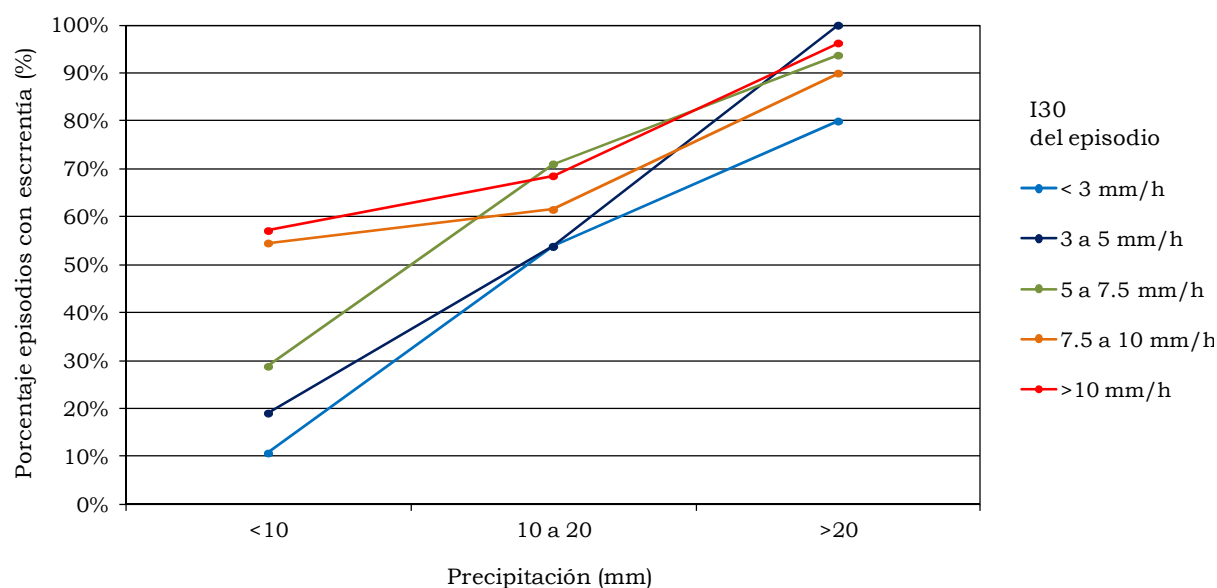


Figura 39. Porcentaje de episodios con escorrentía (%) en función de la precipitación P (mm) y de la intensidad máxima en 30 minutos I_{30} (mm h^{-1}) para los episodios de lluvia de la serie 1993/94 a 2009/10.

La importancia de la intensidad de la lluvia en los procesos de generación de escorrentía se tendrá en cuenta en posteriores apartados.

5.7. VARIABILIDAD TEMPORAL DE LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA. ESCENARIOS QUE CONCENTRAN LA MAYORÍA DE LOS EPISODIOS EROSIVOS

5.7.1. Análisis de la variabilidad temporal de la producción de escorrentía

Como se ha indicado en apartados anteriores, la erosión hídrica en el secano mediterráneo no sigue un patrón regular en el tiempo (Sala, 1988; López Bermúdez *et al.*, 1991; Puigdefábregas *et al.*, 1992; Martínez Mena *et al.*, 1998, entre otros). En la figura 40 se representa la curva acumulada de producción máxima de escorrentía, construida a partir del registro de la parcela que presentó la mayor producción en cada uno de los episodios de lluvia de las campañas de experimentación (1993/94 a 2009/10). Para una más fácil comparación con la variabilidad de las precipitaciones, se representa en la misma figura la precipitación total acumulada de cada uno de los episodios de lluvia durante el mismo periodo. Como se puede observar, la producción de escorrentía no se distribuye de manera regular a lo largo de los episodios de lluvia, sino que se concentra en determinadas situaciones. De los 816 episodios de lluvia contabilizados durante los 17 años, tan sólo 242 (30%) dieron lugar a la producción de escorrentía y, de éstos, el 20% de los episodios concentró el 65% de la producción total. A nivel anual, el número medio de episodios de lluvia que acumula el 80% de la producción de escorrentía total anual es de 5.

Por otro lado, en la figura 41 se representa esa misma curva de escorrentía acumulada frente a la precipitación total acumulada durante toda la serie. Atendiendo a la variación de la pendiente de dicha curva, que relaciona el volumen de escorrentía generado por cada milímetro de precipitación, se puede evaluar la eficacia relativa de los distintos episodios de la lluvia para producir escorrentía. Se pueden diferenciar en la curva tramos horizontales, que corresponden a precipitaciones que no generaron escorrentía; tramos tendidos de

reducida pendiente, que indican precipitaciones que produjeron coeficientes de escorrentía moderados; y tramos muy inclinados, correspondientes a episodios que generaron elevadas producciones y coeficientes de escorrentía.

Para poder establecer comparaciones a nivel anual en cuanto a la eficacia de la lluvia para producir escorrentía, sobre la curva de la figura 41 se indican las campañas agrícolas del periodo experimental. Como se puede apreciar, campañas con un volumen similar de precipitación muestran producciones de escorrentía acumulada muy diferentes, que dan lugar a pendientes de la curva escorrentía/precipitación acumulada muy contrastadas. Por ejemplo, las campañas 1995/96 y 2002/03 registraron el mismo volumen de lluvia (500 y 502 mm respectivamente), y sin embargo, la elevada pendiente del tramo de la curva correspondiente a 1995/96 refleja que la lluvia resultó mucho más eficaz en la producción de escorrentía en 1995/96 que en 2002/03. Otro ejemplo se observa en los fragmentos de la curva correspondientes a las campañas 1997/98 y 2006/07, con precipitaciones muy similares, 624 y 637 mm respectivamente, que se tradujeron en producciones de escorrentía muy contrastadas.

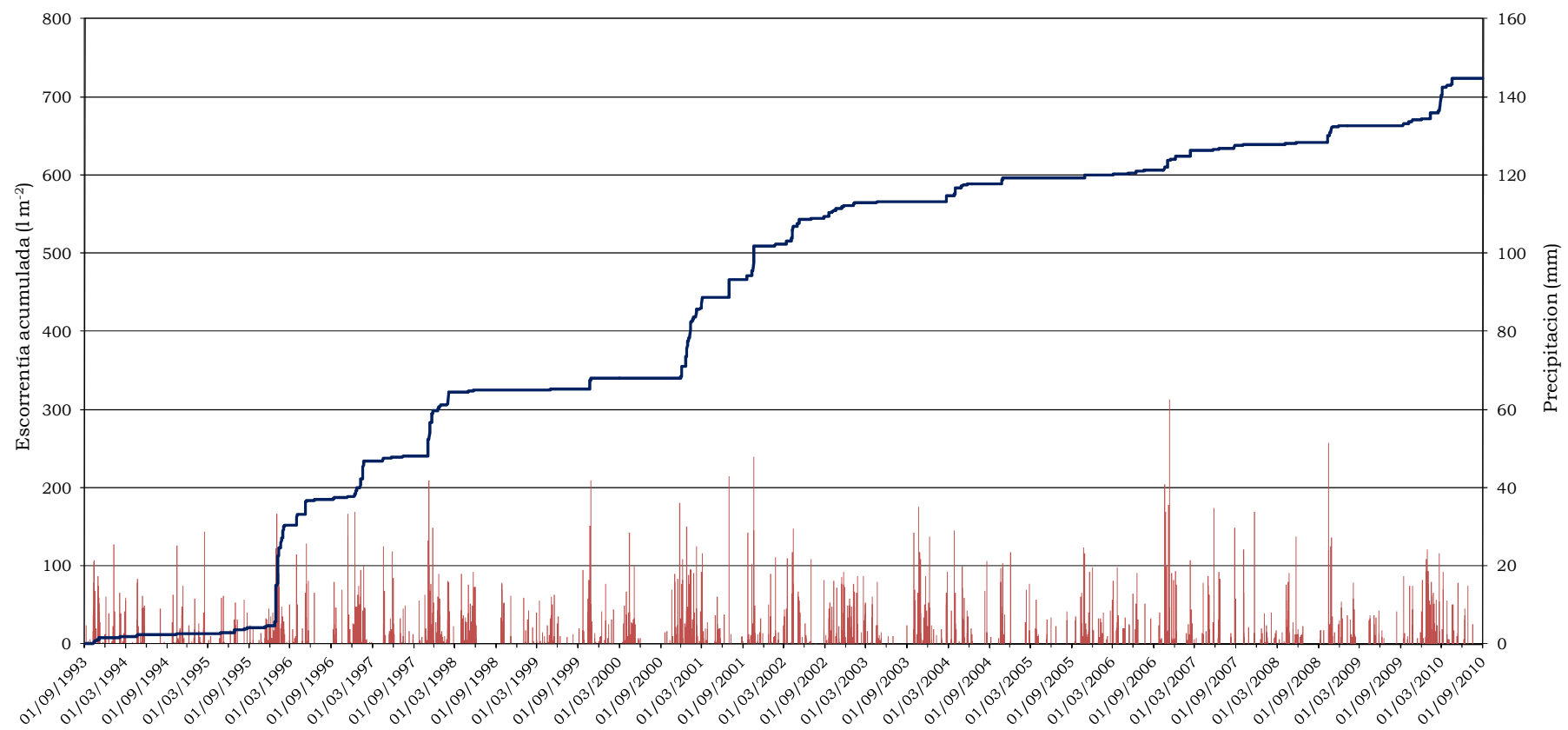


Fig. 40. Distribución de las precipitaciones (mm) y producción de escorrentía máxima acumulada (l m⁻²) durante el periodo experimental (1/09/1993 – 31/08/2010).

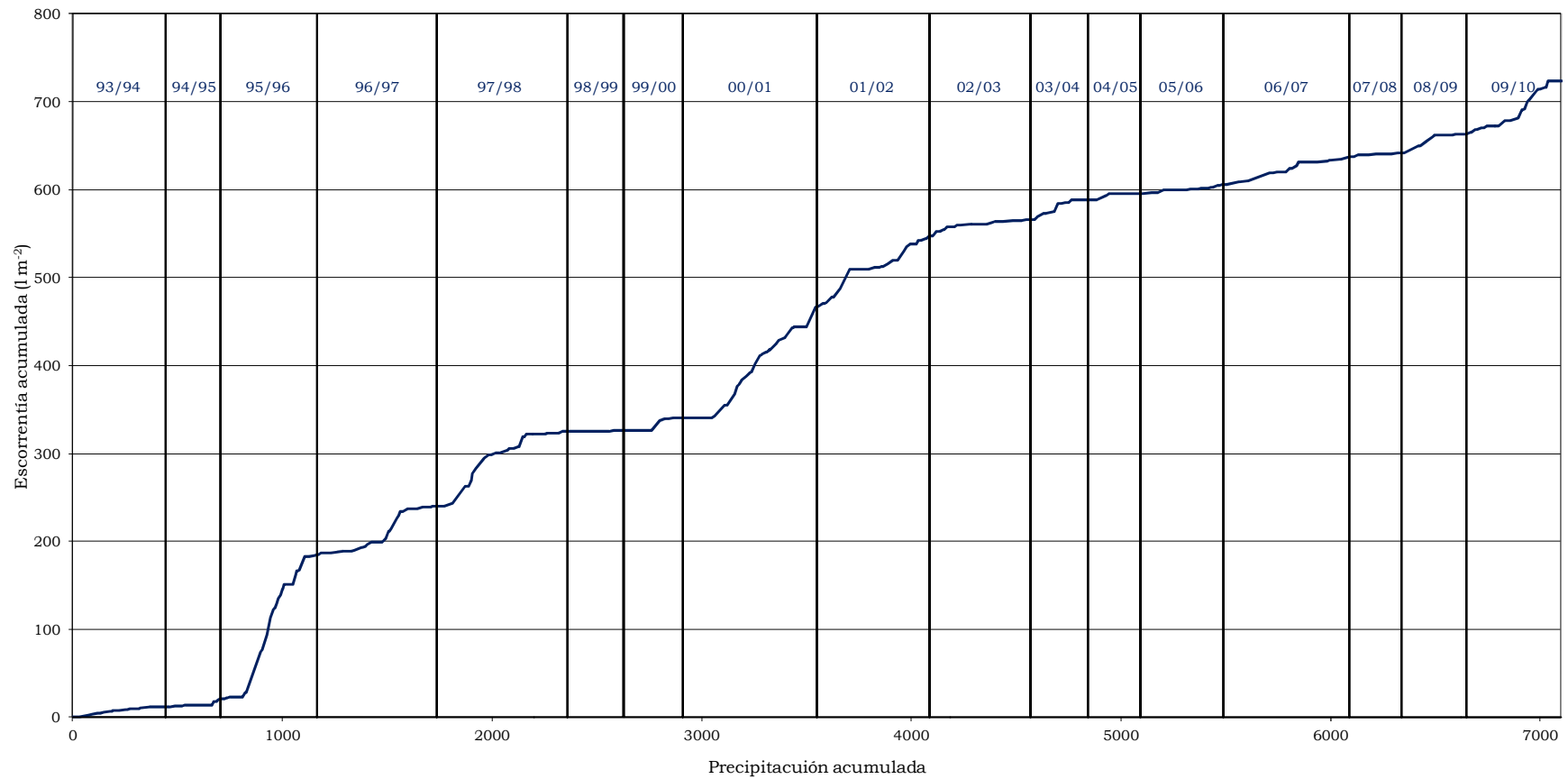


Figura 41. Precipitación (mm) y escorrentía máxima acumulada (l m⁻²) durante el periodo experimental (1/09/1993 – 31/08/2010). En la parte superior de la gráfica se indica las campañas agrícolas a las que corresponde cada tramo de precipitación.

A modo de ejemplo, las figuras 42 y 43 muestran con detalle las figuras anteriores, correspondientes a la campaña agrícola 2001/02.

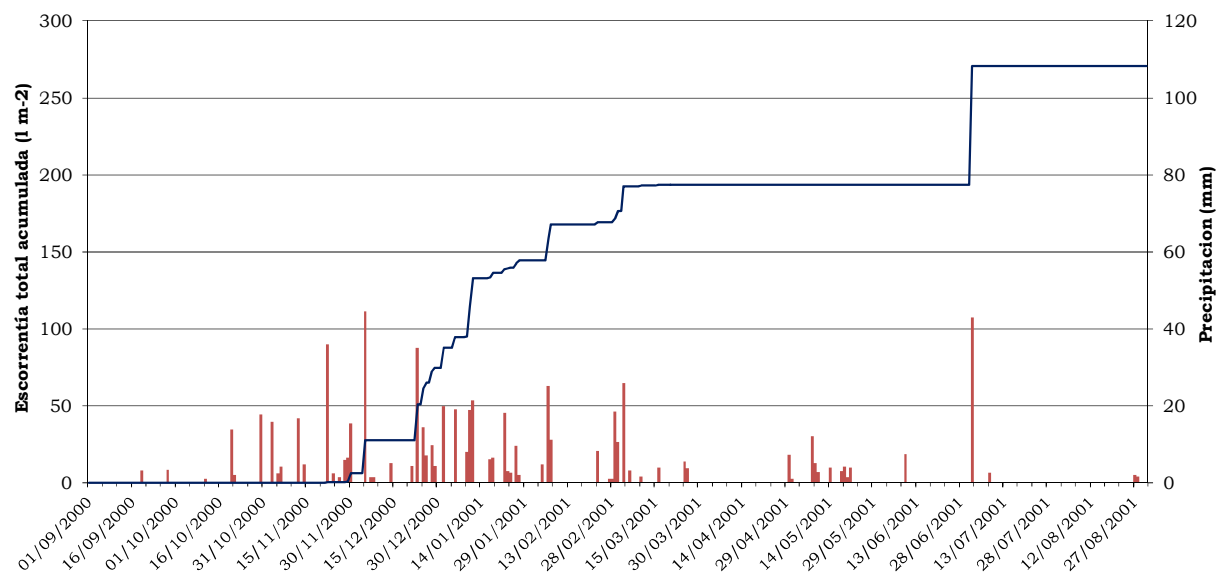


Figura 42. Distribución de las precipitaciones (mm) y producción de escorrentía máxima acumulada (l m^{-2}) durante la campaña agrícola 2001/02.

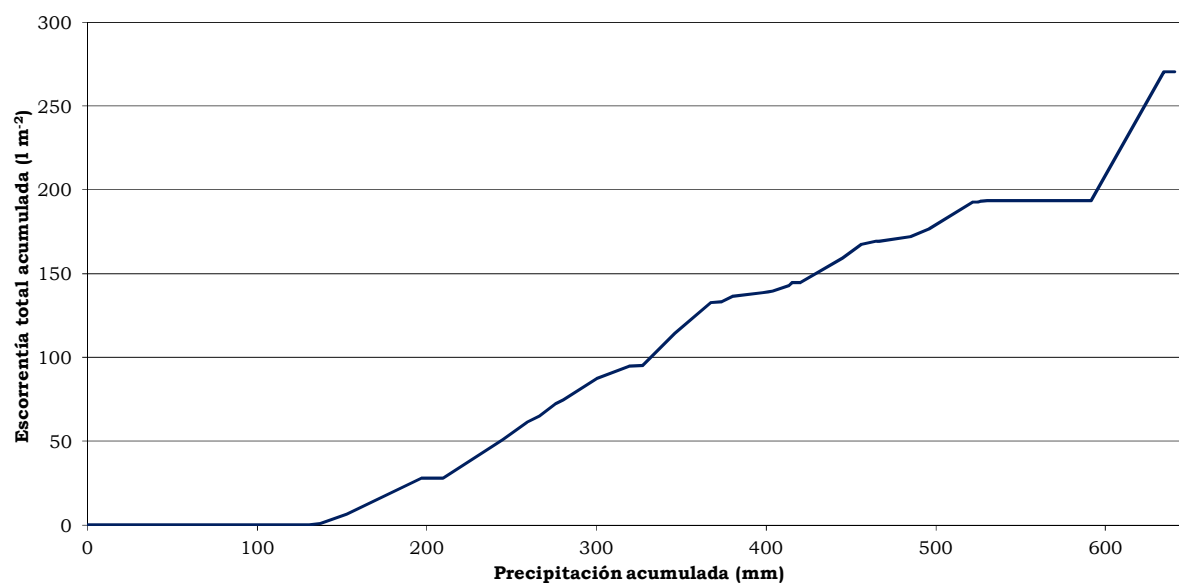


Figura 43. Precipitación (mm) y escorrentía máxima acumulada (l m^{-2}) durante la campaña agrícola 2001/02.

5.7.2. Escenarios de alta erosividad

Relacionando lo expuesto en el apartado lo anterior con las características de los episodios de lluvia y su distribución temporal, se observa que la generación de escorrentía superficial y los procesos erosivos asociados se ajustan fundamentalmente a dos situaciones meteorológicas contrastadas, que coinciden con los escenarios meteorológicos expuestos en el capítulo 4.

La primera, denominada situación de Temporal, se corresponde con lluvias de carácter ciclónico propias de los meses de octubre a marzo, coincidiendo aproximadamente con las

estaciones de otoño e invierno. Las características representativas de este tipo de episodios son que presentan una intensidad de lluvia de baja a moderada, suelen ser de larga duración, pueden alcanzar un elevado volumen de lluvia acumulada y suelen presentar una frecuencia relativamente elevada. En este tipo de situaciones, el suelo tiende a estar muy húmedo, acercándose o llegando en muchas ocasiones al estado de saturación, durante el cual, precipitaciones leves son suficientes para generar altas tasas de escorrentía, ya que el suelo presenta una capacidad de infiltración muy reducida. En esta situación, la generación de escorrentía responde al modelo por saturación del suelo (Hewlett, 1961), que asocia la producción de escorrentía a situaciones en las que la capacidad de acumulación de agua en el suelo se encuentra totalmente saturada y cualquier aporte de agua adicional resulta excedentario (por ej., Boix-Fayos, 1999; Calvo *et al.*, 2003; Martínez Murillo, 2006).

En esta situación, se han registrado en las parcelas experimentales coeficientes de escorrentía próximos al 90%, independientemente de las prácticas de manejo aplicadas. Un ejemplo de esta situación se dio en la campaña 1995/96, cuando se produjeron los mayores coeficientes de escorrentía de toda la serie experimental. La figura 44 muestra los coeficientes medios de escorrentía (%) registrados en las parcelas con manejo de LC durante los 17 episodios de lluvia que tuvieron lugar entre los días 25/12/1995 y 5/02/1996, todos de moderada o baja intensidad de lluvia, con I_{30} siempre inferiores a 4.2 mm h^{-1} .

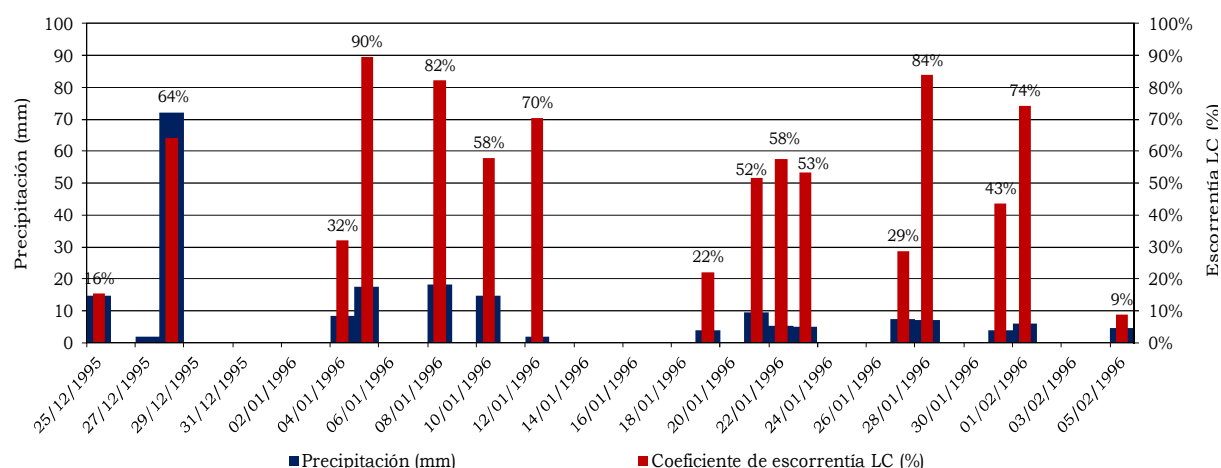


Figura 44. Precipitaciones (mm) y coeficientes de escorrentía (%) registrados en las parcelas con prácticas de laboreo convencional en el periodo del 25/12/1995 al 05/02/1996.

Como se puede observar, a partir del día 28 de diciembre, cuando se registró un total de 72 mm de lluvia y 16.3 mm acumulados en los 3 días anteriores, el suelo quedó saturado y todas las lluvias posteriores generaron elevadas tasas de escorrentía. Cabe destacar el episodio del 12 de enero, en el que tan solo 1.8 mm de lluvia produjeron un coeficiente próximo al 70%. Este tipo de situaciones confirman la importancia de la saturación de la capa superficial del suelo en la generación de escorrentía en ambientes semiáridos (Kirby, 1987; Scoging y Thornes, 1979; Gallart *et al.*, 1994; Martínez Mena *et al.*, 1998).

El segundo escenario que concentra un gran número de episodios con generación de escorrentía responde a lluvias de moderada y alta intensidad, generalmente aisladas. En su gran mayoría, suelen corresponder a células convectivas de desarrollo vertical típicas del verano mediterráneo que caen sobre un suelo seco. No obstante, durante el periodo experimental también se han registrado lluvias de moderada y alta intensidad en otros momentos del año en los que el suelo presentaba condiciones intermedias de humedad.

En general se trata de lluvias de corta duración, que con frecuencia no alcanzan una elevada cantidad de precipitación total, pero sí una elevada intensidad. El mecanismo de generación de escorrentía asociado fundamentalmente con este tipo de escenarios es el modelo Hortoniano (Horton, 1933 y 1940), de acuerdo con Yair y Klein (1973), Yair y Lavee (1974, 1985 y 1987), Cerdà (1995), Boix-Fayos (1999), Calvo *et al.* (2003) y Castillo *et al.* (2003) entre otros, que establece que la escorrentía superficial se inicia cuando la intensidad de lluvia es superior a la capacidad de infiltración del suelo y se forma a partir del volumen excedente de agua. Este modelo ha sido observado con frecuencia en ambientes semiáridos (Dunne y Leopold, 1978).

Con objeto de clasificar los episodios de lluvia registrados en el periodo experimental (1993/94 – 2009/10) en los escenarios descritos anteriormente, se emplearon las siguientes variables:

- I_{30} (mm h^{-1}), intensidad de lluvia máxima en 30 minutos;
- R_a (mm), reserva de agua en el suelo (Turc, 1961) el día anterior al episodio, que se considera representativa del estado de humedad antecedente del suelo;
- P_e (mm), precipitación excedente, equivalente al volumen de lluvia registrada cuando la reserva del suelo ha llegado al límite máximo de su capacidad (100 mm) (Thorntwaite, 1948; Turc, 1961).

Los episodios fueron clasificados como:

- a) Situación de Temporal, cuando la reserva antecedente (R_a) supera los 70 mm ($R_a > 70$ mm) y el episodio tiene precipitación excedente ($P_e > 0$). Un total de 156 episodios de lluvia corresponden a este escenario, que supone el 19% de los episodios registrados durante el periodo experimental y equivalen al 30.6% de la precipitación acumulada durante este periodo (tabla 12).
- b) Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI), cuando la Intensidad máxima del episodio I_{30} supera los 5 mm h^{-1} ($I_{30} > 5 \text{ mm h}^{-1}$) y la $P_e = 0$. Dentro éstos de diferenciaron:
 - b1) EMAI que ocurrieron sobre el suelo en estado seco, cuando la reserva antecedente es inferior a 40 mm ($R_a < 40$ mm). Un total de 134 episodios cumplen estos criterios, que representan el 16.4% de los episodios registrados durante el periodo experimental y equivalen al 26.3% de la precipitación total acumulada durante este periodo (tabla 12).
 - b2) EMAI que tuvieron lugar sobre suelo húmedo, cuando la reserva antecedente es superior a 40 mm ($R_a > 40$ mm). Se contabilizaron 40 episodios bajo estas condiciones, que suponen el 4.9% de los episodios registrados durante el periodo experimental y equivalen al 8.8% de la precipitación total acumulada (tabla 12).

Los episodios que no cumplen los criterios necesarios para ser incluidos dentro de la situación de Temporal ($R_a > 70$ mm y $P_e > 0$) ni se consideran Episodios de Moderada y Alta Intensidad EMAI ($I_{30} > 5 \text{ mm h}^{-1}$ y $P_e = 0$) se englobaron en la categoría denominada Otros episodios. El número total de episodios pertenecientes a esta última clase es 486 (59.9% del total) y acumulan un 41.6% de la precipitación total acumulada durante el periodo experimental (tabla 12).

| | | Nº episodios | Precipitación (mm) | Nº Episodios con escorrentía |
|-----------------------------------|--------------|--------------|--------------------|------------------------------|
| Periodo experimental completo | | 816 | 7386.1 | 260 |
| Temporal | | 156 | 2464.8 (33.3%) | 118 |
| Moderada y Alta Intensidad (EMAI) | Suelo seco | 134 | 1946.8 (26.3%) | 69 |
| | Suelo húmedo | 40 | 648.6 (8.8%) | 26 |
| Otros | | 486 | 2325.9 (31.6%) | 47 |

Tabla 12. Número total de episodios de lluvia, precipitación acumulada (mm) y número de episodios con escorrentía registrados durante el periodo experimental 1993-2010. Distribución de los episodios en los escenarios de Temporal, episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) y Otros episodios.

En cuanto a la generación de escorrentía, los resultados señalan que el 45.4% de los episodios de lluvia en los que se registró escorrentía corresponden a la situación de Temporal, mientras que en los EMAI este porcentaje es del 36.5% (tabla 12). Por tanto, ambos escenarios concentran en conjunto el 81.9% de los episodios de lluvia en los que se registró escorrentía en alguna de las parcelas durante las 17 campañas agrícolas que conforman el periodo experimental.

A su vez, dentro de cada escenario, los porcentajes de ocurrencia de escorrentía ascienden al 75.6% en el caso los episodios de Temporal (118 de 156), al 51% para los EMAI con el suelo seco (69 de 134) y al 65% para los EMAI con el suelo húmedo (26 de 40), mientras que para la categoría “otros episodios” este porcentaje se reduce al 9.6% (47 de 486) (tabla 12). Así, respecto a la categoría otros, la probabilidad de generar escorrentía de un episodio de lluvia se multiplica por 8 si se ajusta a las condiciones de Temporal y por 6 si pertenece a la clase EMAI.

En resumen, los resultados anteriores confirman que los escenarios seleccionados, denominados Temporal y Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI), responden a situaciones en las que se dan las condiciones propicias para la activación de los procesos de erosión hídrica y concentran la práctica totalidad de los episodios en los que se registró escorrentía durante el periodo de experimentación.

En la figura 45 se presenta un resumen de las principales características de las precipitaciones en estos escenarios: a) precipitación acumulada por episodio (P , mm), b) intensidad de lluvia máxima en 30 minutos I_{30} (mm h^{-1}), c) energía cinética total del episodio E_{cin} (MJ ha^{-1}) (Wischmeier y Smith, 1958), y d) erosividad total del episodio R ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1}$) (Wischmeier y Smith, 1958).

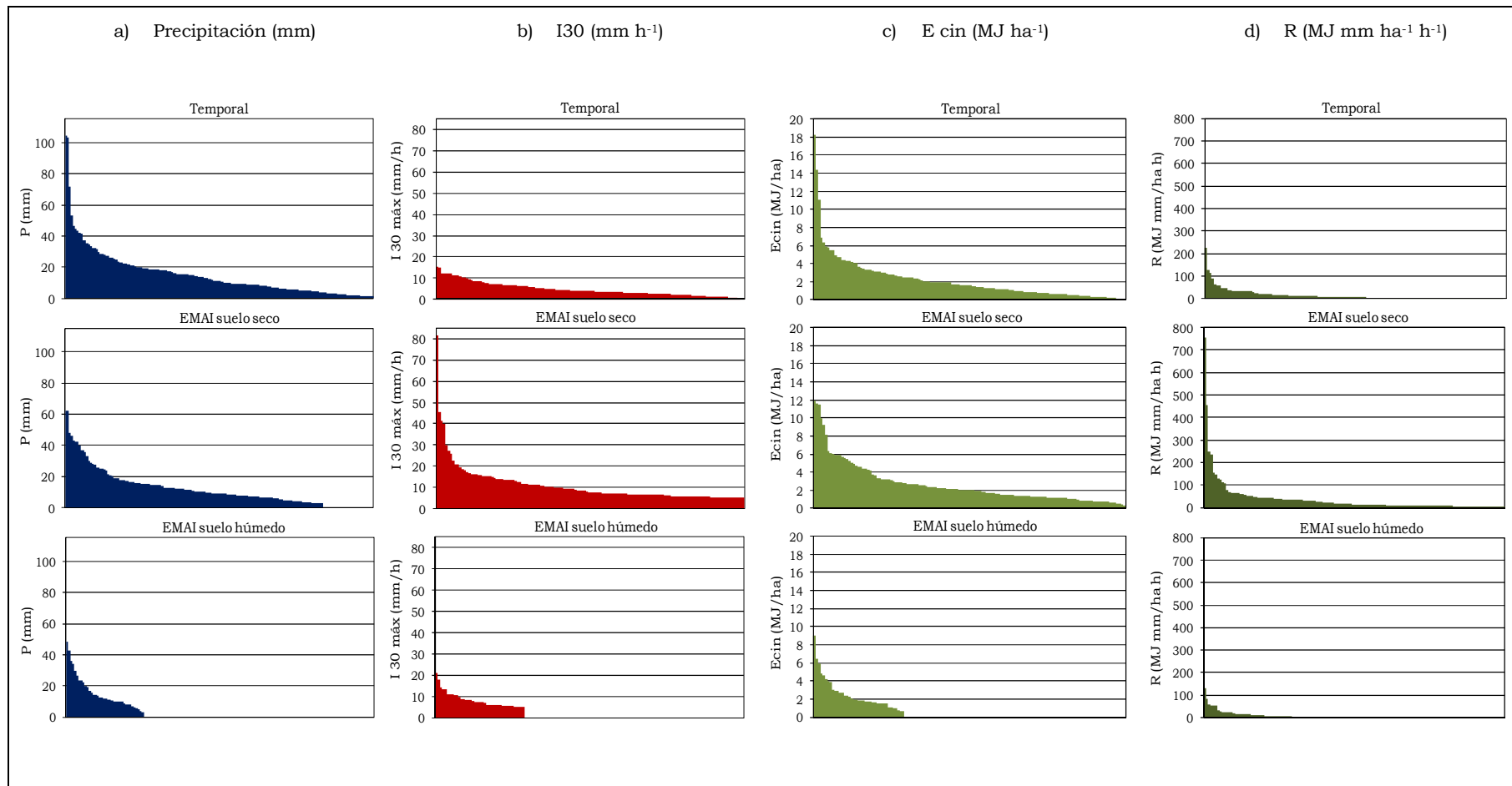


Figura 45. (a) Distribución de la precipitación total acumulada (P mm), (b) distribución de la Intensidad máxima en 30 minutos (I₃₀ mm h⁻¹), distribución (c) de la Energía cinética (E_{cin} MJ ha⁻¹) y (d) distribución de la erosividad (R MJ mm ha⁻¹h⁻¹) para los episodios de lluvia correspondientes a los escenarios de Temporal, Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) sobre suelo seco y Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) sobre suelo húmedo.

5.7.3. Análisis de las respuestas hidrológica y erosiva del suelo en los tres escenarios descritos anteriormente

Una vez clasificados los episodios de lluvia en los tres escenarios descritos en el apartado anterior, se analizaron de las respuestas hidrológica y erosiva del suelo en cada uno de ellos. Para ello, se seleccionó en cada una de las campañas de experimentación (1993/94 a 2009/10) la parcela que registró las mayores producciones de escorrentía y sedimentos en los episodios de cada escenario, con independencia de su manejo.

En primer lugar, se calcularon a partir de los datos anteriores las producciones máximas totales de escorrentía y sedimentos en cada escenario para el periodo de experimentación completo. Como se puede apreciar en la figura 46, las pérdidas de agua y suelo se generaron mayoritariamente en la situación de Temporal, que concentra un 66.28% de la producción total de escorrentía y un 63.92% de la producción total de sedimentos. El resto, se generó casi en su totalidad durante los Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI), con un 31.82% de la producción total de escorrentía y un 34.51% de la de sedimentos, mientras que los episodios clasificados como Otros presentan unas producciones de escorrentía y sedimentos prácticamente inapreciables.

Sin embargo, destaca que a pesar de que prácticamente el 100% de las pérdidas de agua y suelo que tuvieron lugar durante el periodo experimental se registraron en los episodios de Temporal y EMAI, éstos tan sólo representan el 19 y el 33% respectivamente de los episodios contabilizados durante este periodo, y suponen el 33 y el 32% de la precipitación total acumulada.

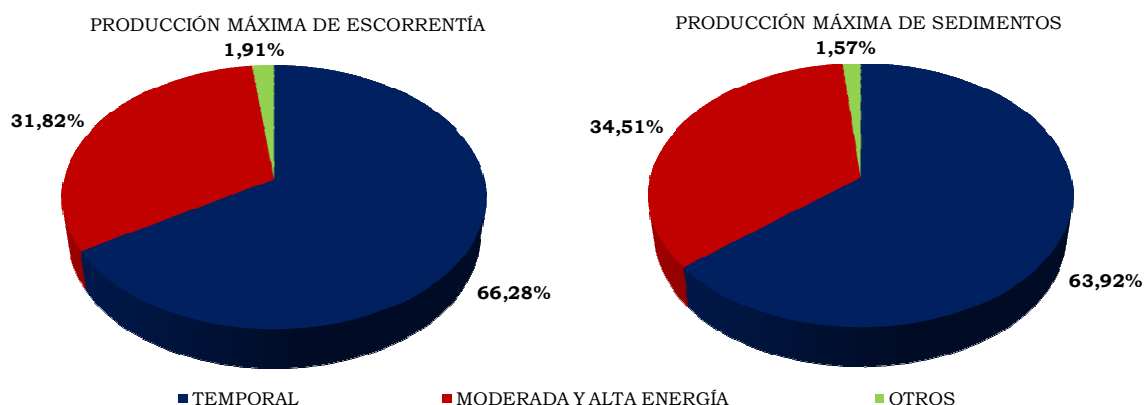


Figura 46. Distribución de la producción total de escorrentía y sedimentos en los escenarios de Temporal ($R_a > 70$ mm y $P_e > 0$), Episodios de Moderada y Alta Intensidad EMAI ($I_{30} > 5$ mm h⁻¹) y Otros episodios.

Por otro lado, se valoró el potencial erosivo de ambos escenarios mediante la suma de la erosividad R (Wischmeier y Smith, 1958) de todos sus episodios (fig. 45). Los resultados llaman poderosamente la atención, ya que la erosividad R total del escenario de Temporal apenas alcanza el 33% de la erosividad de los EMAI, sin embargo, tanto la escorrentía como los sedimentos generados en esta situación doblan los generados en los EMAI (fig. 46).

Esta falta correspondencia entre la erosividad potencial calculada con el factor R y la erosión real que se registró en las parcelas en cada escenario pone de manifiesto algunas limitaciones de este factor. Una de ellas está derivada de la propia expresión de cálculo de la R , que resulta de la multiplicación de la energía cinética E_{cin} del episodio por la I_{30} , y por tanto, sobreestima el factor intensidad de lluvia y penaliza en cierta medida el efecto erosivo

de los episodios de lluvia que no alcanzan una elevada I_{30} , como ocurre con frecuencia en los episodios de Temporal. En consecuencia, si se atiende sólo a la E_{cin} total acumulada en los episodios de ambas situaciones, la de los EMAI tan sólo resulta un 17% superior a los de Temporal (fig. 45), mientras que esta diferencia asciende al 108% cuando se compara la R total de ambos escenarios.

Otra causa de que el índice de erosividad R no refleje el elevado potencial erosivo de los episodios de Temporal, es la no consideración del factor humedad antecedente. Como se expuso en el apartado 5, este factor condiciona la respuesta hidrológica y erosiva del suelo en este tipo de episodios y resulta clave en la evaluación de su potencial erosivo (por ej, en Gómez Plaza, 2000; López Vicente, 2007).

Finker *et al.*, 1986 expusieron esta limitación presentando los resultados obtenidos en simulaciones de lluvia con dos tratamientos: suelo húmedo y suelo seco. En todas las simulaciones realizadas la intensidad y duración de la lluvia fueron iguales, y en consecuencia el valor de R fue idéntico en todos los casos. Sin embargo, en el tratamiento húmedo, con las mismas condiciones de cobertura, las pérdidas de suelo fueron mayores que en el tratamiento seco en todas las simulaciones realizadas. Estos autores concluyeron, por una parte, que la humedad inicial del suelo resulta decisiva en la estimación de la erosión y, por otra, que el cálculo de R debería ser modificado de acuerdo al grado de humedad que presente el suelo en el momento del episodio de lluvia.

No obstante, en el capítulo 8 se analiza con detalle el grado de ajuste de las tasas de erosión estimadas mediante el modelo RUSLE con respecto a las registradas en las parcelas experimentales, concretamente en las de barbecho blanco manejado con prácticas de laboreo convencional BBLC, que servirá de tratamiento control.

En segundo lugar, se analizaron las respuestas hidrológica y erosiva del suelo en cada escenario a partir de los datos anuales. La figura 47 muestra la precipitación total registrada en cada campaña de experimentación junto con su distribución en los tres escenarios descritos anteriormente y la figura 48 presenta la distribución de las producciones máximas de escorrentía y sedimentos anuales en estos mismos escenarios.

Comparando ambas figuras se observa que existe una falta de correspondencia entre el volumen de precipitación acumulado en cada escenario y las correspondientes tasas de escorrentía y erosión, que pone de manifiesto las diferencias existentes en la efectividad de las precipitaciones para generar escorrentía ($l\ m^{-1}$ por mm de lluvia) y sedimentos ($kg\ ha^{-1}$ por mm de lluvia) en los diferentes escenarios. Así, las precipitaciones correspondientes a las situaciones de Temporal y los EMAI presentan un alto grado de efectividad, debido al cual, en todas las campañas analizadas las producciones máximas de escorrentía y sedimentos se concentran en estas dos situaciones (fig. 48), a pesar de que éstas no representen en muchas campañas los porcentajes mayoritarios de la precipitación total (fig. 47).

Por el contrario, los episodios clasificados como Otros suponen entre el 20 y el 60% de las precipitaciones totales anuales (fig. 47), y sin embargo, su producción de escorrentía y sedimentos es nula o prácticamente inapreciable en todas las campañas (fig. 48).

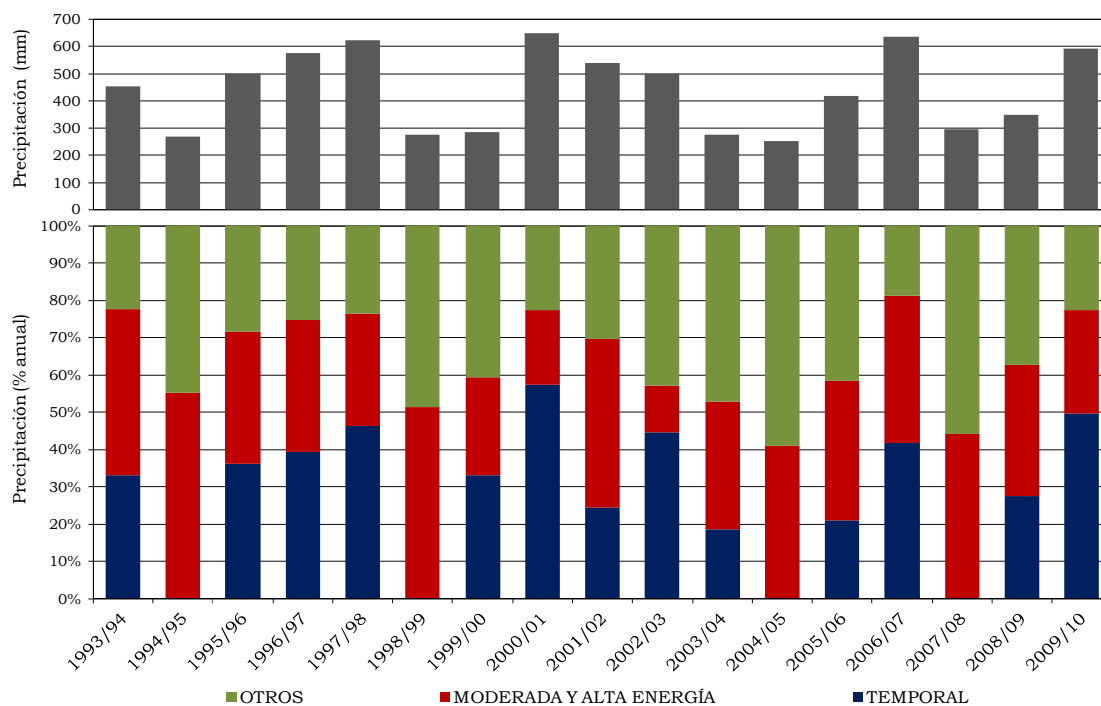


Figura 47. Precipitación total registrada en las campañas 1993/94 – 2009/10 y distribución de esta precipitación en los escenarios Temporal, Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) y Otros.

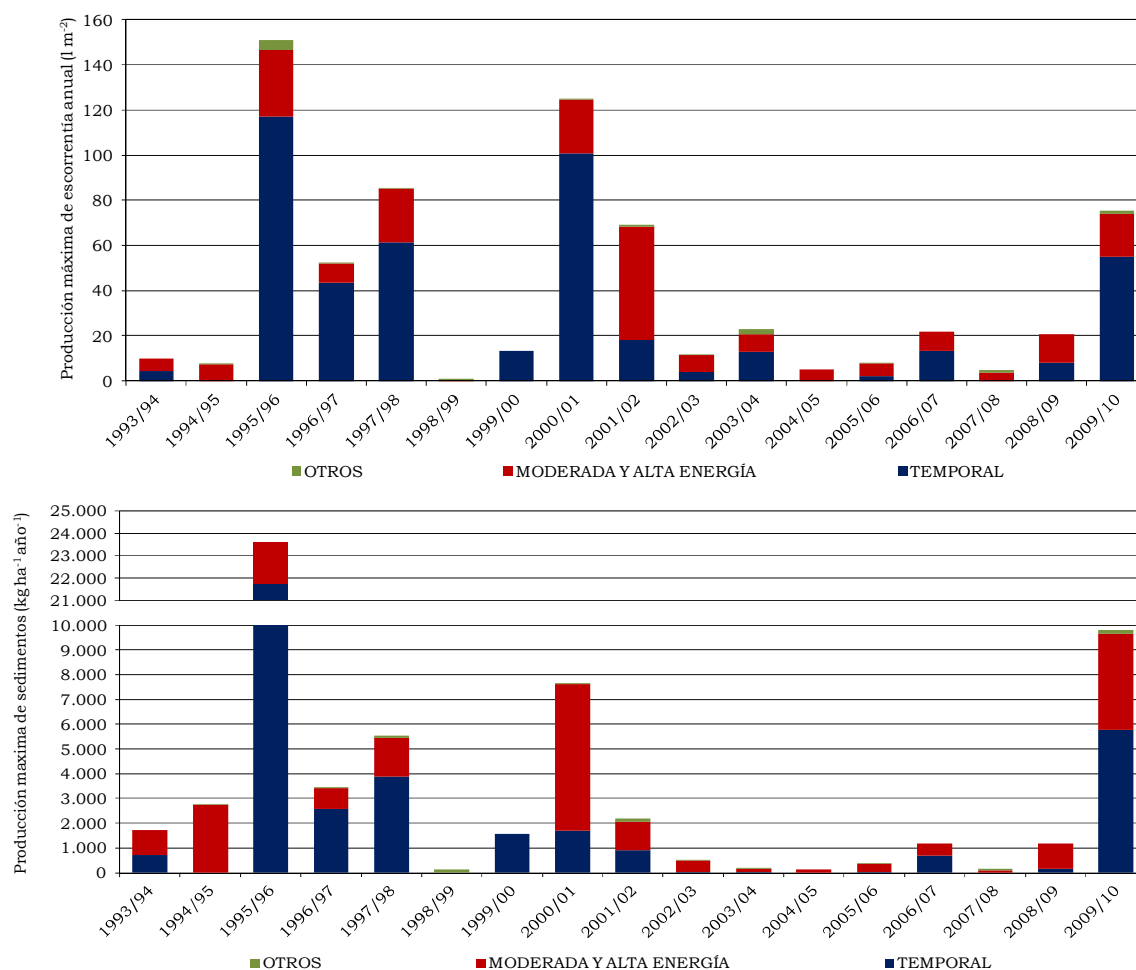


Figura 48. Distribución de las producciones máximas de escorrentía y sedimentos anuales en los escenarios Temporal, Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) y Otros para las campañas 1993/94 – 2009/10.

Comparando las tasas registradas en ambos escenarios, Temporal y EMAI, los resultados indican que las precipitaciones incluidas en el escenario de Temporal, en general de baja intensidad pero larga duración, produjeron mayores tasas de escorrentía y erosión que los episodios cortos de moderada y alta intensidad de lluvia. Sin embargo, esto contrasta con que este tipo de episodios haya sido considerado tradicionalmente como el principal responsable de la activación de los procesos erosivos (Imeson, 1990; De Ploey *et al.*, 1991; Ogden y Julien, 1993. No obstante, cabe destacar que durante el periodo de experimentación el número de episodios de alta intensidad fue muy reducido, ya que tan sólo en un episodio la I_{30} superó los 50 mm h^{-1} .

Respecto a las tasas máximas registradas, hay que destacar que tanto en el escenario de Temporal como en los EMAI, las mayores producciones de escorrentía y sedimentos corresponden a un solo episodio erosivo. En el caso del Temporal, este “episodio erosivo extremo” se extendió desde el día 28 de diciembre de 1995 hasta el 1 de febrero de 1996, con una precipitación total acumulada de 171.2 mm de lluvia y una I_{30} máxima de 11.4 mm h^{-1} sobre un suelo en condiciones de saturación. Las fotografías 63 a 66 muestran el estado los depósitos de muestreo y almacenamiento y la parcela con barbecho blanco BBLC después de este episodio, así como el aspecto del viñado y la chopera aledaños al campo experimental.



Fotos 63 y 64. Aspecto de los depósitos de muestreo y almacenamiento y detalle de la parcela de barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional (BBLC) después del episodio de Temporal que se extendió desde el día 28 de diciembre de 1995 hasta el 1 de febrero de 1996.



Fotos 65 y 66. Aspecto de la chopera y el viñado aledaños al campo experimental después del episodio de Temporal que se extendió desde el día 28 de diciembre de 1995 hasta el 1 de febrero de 1996.

Durante este evento, la producción máxima de escorrentía registrada en una sola parcela fue de 117 l m^{-2} , que equivale al 25.7% de la pérdida total de agua registrada en condiciones de Temporal en periodo experimental (fig. 49) y al 17% de las pérdidas totales registradas durante toda la serie experimental. Respecto a las pérdidas de suelo por erosión, se registró una tasa de 21706 kg ha^{-1} , equivalente al 54.5% de la pérdida total acumulada en todas las situaciones de Temporal (fig. 49) y al 34.8% de las pérdidas totales de suelo de la serie.

El “episodio erosivo extremo” de Alta Intensidad tuvo lugar el 2 de julio de 2001, sobre un suelo extremadamente seco, ya que durante los tres meses precedentes, la precipitación total acumulada fue de tan sólo 52 mm y, especialmente durante el mes de junio, las temperaturas registradas fueron muy elevadas. Durante la tormenta, en apenas 35 minutos se produjo una precipitación de 43 mm, que alcanzó una I_{30} máxima de 81.4 mm h^{-1} .

De acuerdo con las curvas Intensidad-Duración-Frecuencia (IDF), calculadas a partir de los datos del periodo 1993-2011 (cap. 4, apdo. 4.2.6), la frecuencia esperada o periodo de retorno de este episodio extremo es de 50 años (fig. 50). La mayor tasa de escorrentía registrada en el episodio fue de 23.6 l m^{-2} , que supone el 10.8% de la producción total de la escorrentía producida en esta clase de episodios (fig. 49) y al 3.4% de la producción total de escorrentía del periodo de experimentación. Se registró una producción máxima de sedimentos de 5929 kg ha^{-1} , equivalente al 27.6% de la pérdida total de suelo registrada en EMAI (fig. 49) y al 9.5% de la pérdida total de suelo del periodo experimental completo.

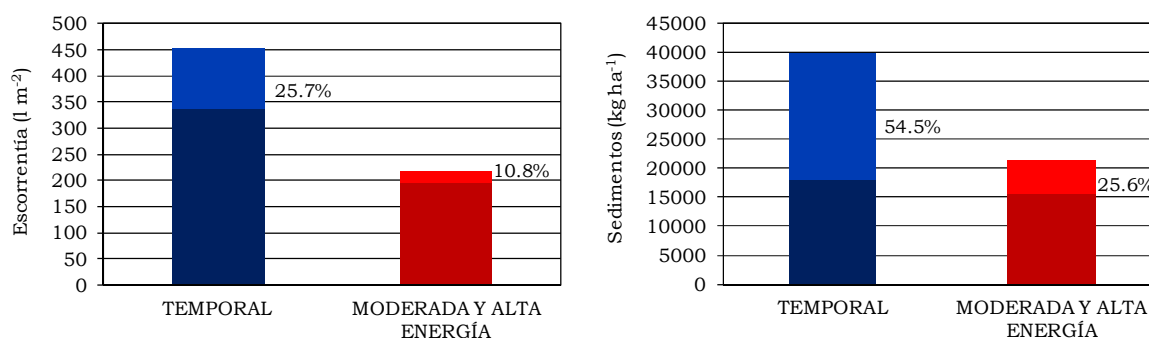


Figura 49. Producciones máximas totales de escorrentía y sedimentos en el escenario de Temporal y en los Episodios de Moderada y Alta Intensidad. En cada caso se indica el porcentaje de esta producción que corresponde al “episodios erosivos extremos”.

Todo lo anterior supone que en tan sólo dos episodios erosivos se registró una producción de escorrentía que equivale al 20.4% de la producción total acumulada durante las 17 campañas agrícolas del periodo 1993/94– 2009/10, y una pérdida de suelo equivalente al 44.3% de las pérdidas totales de suelo para el mismo periodo. De modo que se recalca la importancia de la concentración de las producciones de escorrentía y sedimentos en este tipo de episodios extremos.

Por otro lado, los resultados obtenidos señalan la extraordinaria acción erosiva de la lluvia y la capacidad de transporte de los sedimentos en la escorrentía en estas situaciones. Así, la concentración media de sedimentos en el agua de escorrentía para los episodios de Temporal de la serie 1993/94 – 2009/10 es de 5.4 g l^{-1} , mientras que en el episodio extremo de la campaña 95/96 se registró una tasa de 18.6 g l^{-1} , lo que supone un incremento del 244% respecto a las tasas medias. En el caso del episodio extremo de alta intensidad de 2001, la concentración de sedimentos fue de 25.1 g l^{-1} , que supone un incremento del 213% respecto a la concentración media de los episodios de Moderada y Alta Intensidad del periodo de experimentación.

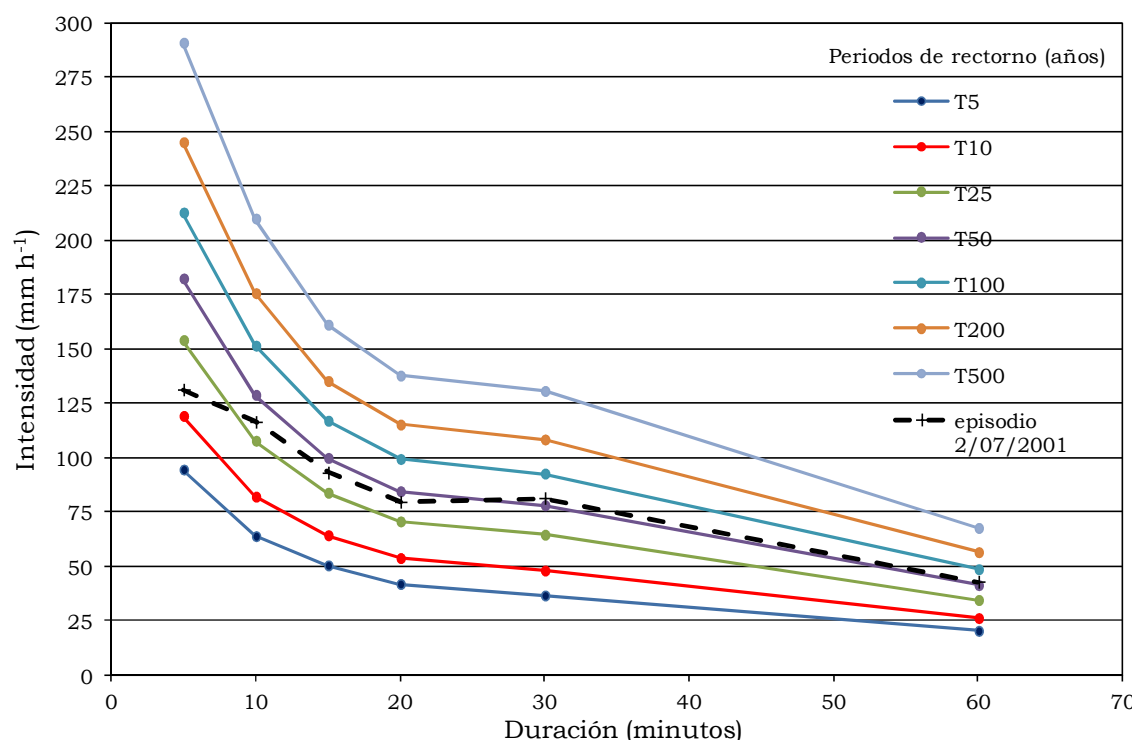


Figura 50. Curvas Intensidad-Duración-Frecuencia confeccionadas a partir de la serie de registros pluviométricos de la fase experimental 1993-2010.

Para evaluar la eficacia de los diferentes manejos del suelo ante este tipo de episodios extremos, las figuras 51 y 52 presentan las producciones de escorrentía y sedimentos registrados en las parcelas experimentales en ambos episodios. En el episodio erosivo extremo de Temporal, los manejos presentes en el campo experimental eran: CNL, CLC, BBLC y AB. Mientras que en el episodio erosivo extremo de Alta Intensidad, junto a los manejos anteriores se aplicaban: GNL, GLC, BSML y ABm

Respecto al episodio de Temporal (fig. 51), hay que destacar en primer lugar que las máximas producciones de escorrentía se registraron en la parcelas de CLC y BBLC, que produjeron tasas muy similares, de 117 y 112 l m⁻² respectivamente, que suponen coeficientes de escorrentía del 68 y del 65% en el mismo orden. Sin embargo, la pérdida de suelo registrada en el BBLC (21706 kg ha⁻¹) resultó un 47% superior a la del CLC (14716 kg ha⁻¹). En el otro extremo, la producción de escorrentía y sedimentos en el AB fue nula, indicando que el suelo, que presentaba aproximadamente un 80% de cobertura vegetal, infiltró el 100% del agua de lluvia.

En el caso del CNL, los resultados obtenidos no se pueden considerar representativos de este manejo. Como se discutió en el 5.4.1, es necesario el transcurso de al menos tres campañas desde la implantación del NL para que las respuestas hidrológica y erosiva del suelo comiencen a manifestar la influencia del manejo; mientras que en las fechas del episodio (28/12/1995 a 1/02/1996) tan sólo habían transcurrido dos campañas desde el inicio de su aplicación.

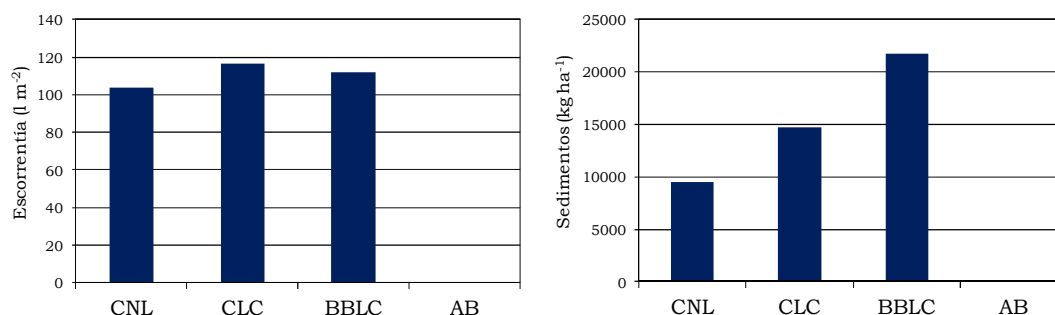


Figura 51. Producción de escorrentía y sedimentos en los manejos presentes en el episodio erosivo extremo de Temporal que tuvo lugar entre los días 28/12/1995 y 1/02/1996: CNL, CLC, BBLC Y AB (siglas en la tabla 3).

En el episodio erosivo extremo de Alta Intensidad de junio de 2001, se distinguen tres tendencias en las producciones de escorrentía (fig 52). Por un lado, los manejos con prácticas de LC (GLC, CLC y BBLC) y el BSML presentan las producciones más elevadas, con el GLC en primer lugar (23 l m⁻²), seguido del BBLC (18.6 l m⁻²) y del CLC y el BSML, ambos con 14 l m⁻². Por otro, los manejos de NL (GNL, CNL, BNL) y el ABm generaron escorrentías mucho más reducidas, presentando el GNL la tasa más elevada con tan sólo 4.5 l m⁻², seguida del ABm con 1.5 l m⁻² y del CNL con 1.1 l m⁻². Por último, el abandono de larga duración AB no registró producción alguna de escorrentía. La comparación global entre los resultados obtenidos con los tres manejos, LC, ML y NL, indica que apenas hubo diferencias entre las parcelas manejadas con LC y ML; mientras que comparando el NL con el LC, el LC registró una producción de escorrentía 6.6 veces superior al NL.

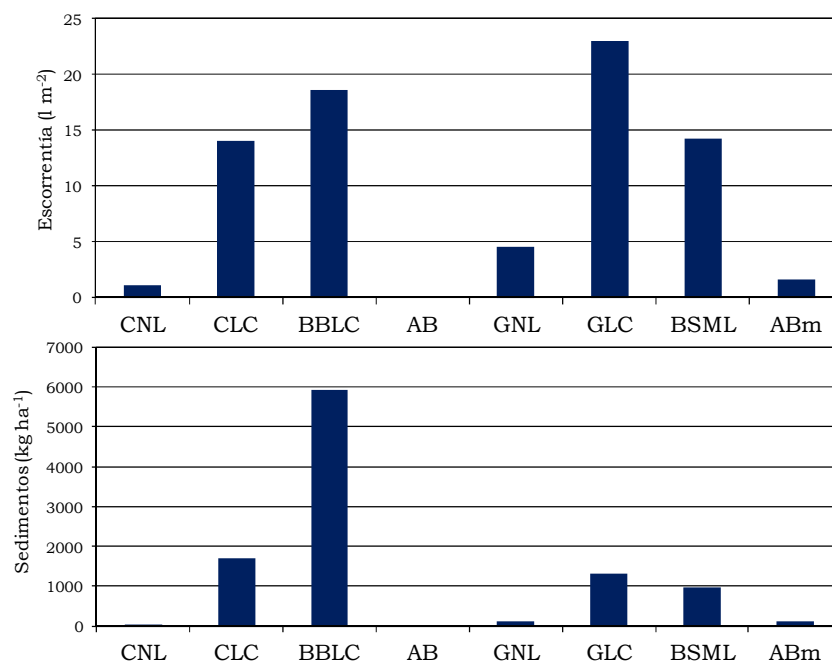


Figura 52. Producción de escorrentía y sedimentos en los manejos presentes en el episodio erosivo extremo de Alta Intensidad que tuvo lugar el día 2/07/2001: CNL, CLC, BCLC, AB, GNL, GLC, BS y ABm (siglas en la tabla 3).

Las tasas de erosión señalan claramente al BBLC como el manejo más desfavorable, con una producción de sedimentos de 5929 kg ha⁻¹, un 250% más que la segunda mayor tasa de erosión, correspondiente al CLC (1686.7 kg ha⁻¹). Las siguientes producciones en orden decreciente corresponden al GLC (1323.7 kg ha⁻¹) y al BS (973.2 kg ha⁻¹). En el otro extremo, el GNL (127.5 kg ha⁻¹), el ABm (122.5 kg ha⁻¹) y el CNL (44.3 kg ha⁻¹), con tasas de

erosión prácticamente despreciables, y el AB, con una producción de sedimentos nula. Comparando entre si los dos manejos con cultivos, el LC presentó una pérdida de suelo 17 veces superior a la registrada en el NL (fig. 52).

En resumen, los resultados obtenidos ponen de manifiesto la extraordinaria concentración de las pérdidas de agua y suelo en episodios de lluvia singulares y reducidos periodos de tiempo, lo que representa un rasgo característico de las zonas de clima Mediterráneo (por ej. López Bermúdez *et al.*, 1986; Castillo *et al.*, 1987; Martínez Mena *et al.*, 2001; Martínez Casasnovas *et al.*, 2002; Diodato, 2004). En este sentido, los trabajos de González Hidalgo *et al.*, (2007) y (2009) recogen una extensa recopilación bibliográfica sobre estudios que muestran la gran concentración temporal del fenómeno erosivo.

Así mismo, los resultados revelan el papel predominante que juegan los episodios extremos en la degradación de los suelos agrícolas por erosión (por ej., De Alba *et al.* 1998 y 2011). De esta importancia, se deduce la necesidad de considerar claves estos episodios a la hora de evaluar la eficacia de las distintas prácticas agronómicas y planes de conservación del suelo, seleccionando aquellos que muestren la mayor efectividad en el control de las producciones de escorrentía y sedimentos en estas situaciones.

No obstante, las investigaciones de los efectos de estos sucesos extremos en campos agrícolas no son muy abundantes. González Hidalgo *et al.* (2005) añaden que a esta baja frecuencia, se une que las instalaciones de campo son generalmente desbordadas (Torri *et al.*, 1999; Coppus y Imeson, 2002), y en el caso de simulaciones de lluvia, tanto la intensidad de precipitación como su duración se refieren generalmente a eventos considerados normales o frecuentes.

Por último, los resultados destacan que la elevada variabilidad de las precipitaciones en el entorno mediterráneo y la concentración de la erosión en el tiempo implican que para obtener series de datos representativas y fiables de la respuesta hidrológica y erosiva del suelo, se necesite un periodo de observación muy extenso (de acuerdo con Castillo *et al.*, 2000; Zuzel *et al.*, 1990, González Hidalgo *et al.* 2005, 2009). Otra consecuencia derivada de esta extremada variabilidad temporal es la dificultad en el uso de modelos paramétricos, como la USLE y otros posteriores, para estimar las tasas de erosión, en los que los factores derivados de las precipitaciones se toman como valores promedio de la serie de datos (González Hidalgo *et al.*, 2005).

5.8. INFLUENCIA DE LA COBERTURA EN LA GENERACIÓN Y PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS

5.8.1. Importancia de la cobertura del suelo en los procesos erosivos

Un factor clave a tener en cuenta a la hora de evaluar las diferencias observadas en el comportamiento hidrológico y erosivo del suelo con los distintos manejos aplicados en las parcelas es el recubrimiento de la superficie. Se ha podido establecer para una gran amplitud de escalas espaciales, tipos de suelo, climas y vegetación, que las producciones de escorrentía y sedimentos disminuyen conforme aumenta el porcentaje de recubrimiento del suelo (Elwel y Stocking, 1976; De Ploey, 1989; Francis y Thornes, 1990; Roxo, 1994; Bochet *et al.*, 1998; Durán Zuazo *et al.* 2006 entre otros), ajustándose normalmente la relación entre la cobertura vegetal y la tasa de erosión hídrica a una curva exponencial negativa (por ejemplo Elwel y Stocking, 1976; Lee y Skogerboe, 1985 o Francis y Thornes, 1990). Así, junto con la irregularidad espacial y temporal de las precipitaciones, la topografía, la variabilidad espacial de las características superficiales y propiedades físicas de los suelos y la humedad antecedente del suelo, la presencia y densidad de la cubierta vegetal es considerada como uno de los factores relevantes que controlan la generación de escorrentía en medios semiáridos (por ej., en Castillo *et al.*, 2000).

El recubrimiento del suelo, ya sea por plantas vivas como por rastrojos del cultivo o necromasa procedente de las malas hierbas o de la vegetación espontánea natural, ejerce un efecto protector del suelo frente a la acción directa de la lluvia mediante dos mecanismos principales:

1. La intercepción de las gotas de lluvia, constituyendo una barrera física que disipa su energía cinética y evita la destrucción de agregados de suelo, la movilización de las partículas por salpicadura y el sellado de los poros superficiales del suelo (Hudson, 1973; Brandt y Thornes, 1987; Francis y Thornes, 1990; Dunne *et al.*, 1991).
2. La transformación de las características de la superficie del suelo, como el aumento de la rugosidad, de la estabilidad estructural de los agregados, la reducción de la compactación y de la formación de costras superficiales, etc., que a su vez modifican su respuesta hidrológica (tasas de infiltración y escorrentía, concentración y velocidad del flujo superficial, etc.).

En la foto 67 se muestra como la respuesta erosiva del suelo durante un episodio de lluvia de elevada intensidad es radicalmente diferente en dos campos adyacentes dependiendo del estado de recubrimiento de la superficie del suelo. En el campo de la derecha, que se encontraba en barbecho blanco recientemente labrado, la erosión por reguerización y acarreamiento es extrema. Mientras que en el campo de la izquierda, que mantenía la superficie del suelo cubierta por la rastrojera de cereal de la campaña anterior la erosión apenas es apreciable. Más aún, los campos no labrados situados en la parte alta de la ladera, con vegetación espontánea de porte arbustivo y herbáceo, los rasgos erosivos son inexistentes.



Foto 67. Influencia del estado de recubrimiento del suelo sobre su respuesta erosiva en un episodio de lluvia de elevada intensidad (Paracuellos del Jarama, Madrid, octubre de 2010).

Existen numerosos trabajos sobre las distintas respuestas hidrológicas y erosivas dependiendo de la existencia o ausencia y de la densidad de la cobertura vegetal (Johnson y Blackburn, 1989; Castillo *et al.*, 1997; Quinton *et al.*, 1997; González Hidalgo *et al.*, 1997; Albaladejo, 1998; Padrón *et al.*, 1998; Bochet *et al.*, 2006; Durán Zuazo *et al.*, 2006; Marqués *et al.*, 2008; Nunes *et al.*, 2011), del papel de los diferentes estratos de vegetación (Francis *et al.*, 1986; Francis y Thornes, 1990; Wilcox *et al.*, 1988; Morgan, 1991; Quinton *et al.*, 1997; Belmonte y Romero Díaz, 1994 y 1998; García-Fayós, 2004), y del efecto de su estructura (Bochet *et al.*, 1999 y 2006; Cameraat e Imeson, 1999; Boer y Puigdefábregas, 2005).

Así mismo, diversos trabajos han analizado la relación entre la cobertura vegetal y el grado de protección que ésta ejerce frente a la erosión, mostrando la existencia de un valor umbral de cobertura vegetal, a partir del cual la protección ya no aumenta de manera proporcional al aumento del grado de recubrimiento. Sin embargo, los resultados obtenidos hasta ahora son tan dependientes de la escala a la que se realizaron las observaciones que resulta difícil establecer este punto de inflexión. Así, para la vegetación del sureste de la península ibérica se ha podido encontrar que a escala de parcela de simulación ($<1 \text{ m}^2$) este punto de inflexión está situado alrededor del 25% (Calvo *et al.*, 1992, Cerdà 1998b), para parcelas de simulación mayores (10 m^2), este punto se sitúa alrededor del 20% (Francis y Thornes, 1990), mientras que en parcelas con lluvia natural aún más grandes, se ha establecido un valor mucho mayor del 70% (Chirino *et al.*, 2003).

Por su parte, Elwel y Stocking (1976) y Evans (1984) determinaron que con un 70% de cobertura vegetal se obtiene una protección adecuada, aumentando rápidamente la escorrentía y la erosión para valores inferiores. Mientras que otros autores han fijado este umbral en el 60% para ambientes mediterráneos (Molinillo *et al.*, 1997; Sauer y Ries, 2008).

Otros estudios, desde una perspectiva más florística, han comparado las pérdidas de suelo en distintas comunidades vegetales (Blackburn, 1975; Sala y Calvo, 1990; González del Tánago *et al.*, 1994; Desir *et al.*, 1995; López Bermúdez *et al.*, 1996, entre otros) o han concretado estas pérdidas en relación con especies abundantes o características de la

Península Ibérica (por ej., Andreu *et al.*, 1995; Bochet *et al.*, 1995; Puigdefábregas *et al.*, 1996; González Hidalgo *et al.*, 1997; Quinton *et al.*, 1997).

Por último, si bien no son muy abundantes en la literatura, ciertos autores han abordando la relación entre la vegetación y la erosión en sentido inverso al tradicional, considerando los efectos que tiene la erosión sobre la vegetación (ver García Fayós, 2004). En este sentido, la erosión influye sobre la vegetación directamente, mediante el desarraigo de las plantas y la eliminación y redistribución de semillas. Pero también influye de manera indirecta, pues los procesos de erosión alteran o eliminan el horizonte superficial del suelo, que es donde se produce el establecimiento de las plántulas y donde reside la mayor parte de la reserva de nutrientes, lo que conlleva a una disminución de la fertilidad del suelo. En áreas agrícolas este aspecto es especialmente relevante, ya que por todo lo anterior, la productividad y sostenibilidad de los cultivos se ve directamente afectada por la degradación del suelo.

5.8.2. Efecto del recubrimiento del suelo sobre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía y las producciones de escorrentía y sedimentos

En el presente apartado se realiza un estudio detallado de la influencia de la cobertura sobre la ocurrencia y las producciones de escorrentía y sedimentos a nivel de episodio de lluvia. Para ello, se estudiaron los registros de escorrentía y sedimentos de las parcelas en relación con el porcentaje de superficie de la parcela que presentaba suelo desnudo en el momento del episodio de lluvia (%SD), independientemente del manejo aplicado en la parcela.

Los análisis se presentan para el conjunto de episodios del periodo experimental 1993/94 a 2009/10 y para los tres escenarios de alta erosividad descritos en el apartado 5.7.2, por ser las situaciones que concentran la mayoría de los episodios generadores de escorrentía y erosión: Temporal, Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) sobre suelo seco y Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) sobre suelo húmedo.

En los cuatro casos, los datos se encuentran clasificados en intervalos en función del porcentaje de suelo desnudo (%SD). La amplitud de estos intervalos es del 10% para el análisis de la ocurrencia de escorrentía. Sin embargo, para los análisis de la producción de escorrentía y sedimentos, esta amplitud se estableció en cada caso, de manera que todas las clases resultantes estuvieran presentes en un número de episodios suficiente como para que se muestreara al menos el 30% de la erosión máxima total registrada en cada caso. Esta erosión máxima total se calculó en cada uno de los cuatro casos, mediante la suma de la producción máxima de sedimentos registrada en las parcelas en cada episodio de lluvia.

A modo de ejemplo, en la figura 53 se presentan las producciones máximas de sedimentos registradas en los episodios de Temporal. La erosión máxima total en el escenario es la suma de estas producciones máximas, que asciende a 23150 kg ha⁻¹. Por tanto, en este caso se ajustarán los intervalos de %SD de manera que todas las clases resultantes estén presentes en un número suficiente de episodios como para que se hayan registrado al menos 6945 kg ha⁻¹ (30% del máximo total).

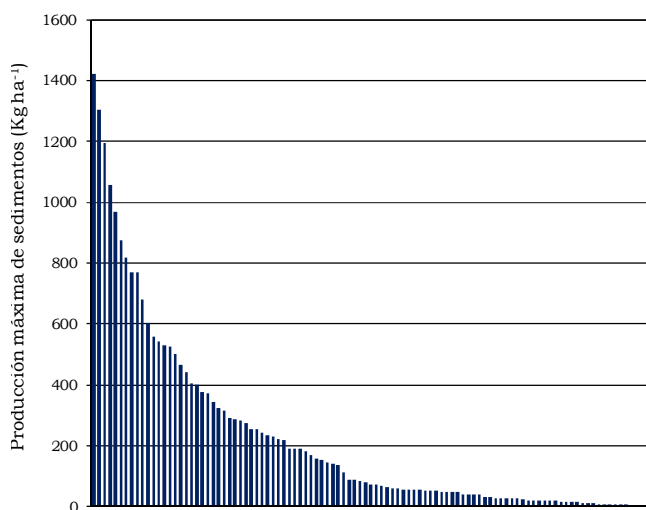


Figura 53. Producción máxima de sedimentos registrada en las parcelas experimentales en los episodios de lluvia de Temporal durante el periodo 1993/94-2009/10. Cada valor representa la erosión registrada en la parcela con mayor producción de sedimentos por episodio de lluvia.

Por último, en las series de datos de los cuatro escenarios, fueron descartados los valores extremos cuando éstos correspondían a episodios de lluvia en los que pocas clases de recubrimiento estaban presentes, ya que su inclusión penalizaría las clases que no estuvieran representadas en dicho episodio, condicionando los resultados de los análisis.

5.8.2.1. Análisis de la serie completa de datos

De los 816 episodios de lluvia contabilizados durante el periodo experimental 1993/94 a 2009/10, 246 episodios registraron escorrentía y sedimentos en alguna parcela, lo que supone, teniendo en cuenta en número de parcelas presentes en cada episodio una serie total de 1691 datos escorrentía y erosión/% SD.

a) Generación de escorrentía

Los resultados muestran en primer lugar, que durante toda la serie experimental no se generó escorrentía en ninguna parcela que presentase menos del 10% de la superficie con suelo desnudo (%SD). Esto supone que la probabilidad de ocurrencia de escorrentía en suelos con más de un 90% de cobertura es nula, lo que indica que el papel protector de la vegetación en estos casos resulta completamente eficaz.

En las parcelas con %SD>10%, los resultados muestran que existe una fuerte relación lineal (significativa al nivel $p<0.000$) entre la probabilidad de que se genere escorrentía en una parcela y su porcentaje de suelo desnudo (fig. 54), con un coeficiente determinación de gran valor predictivo que asciende a $R^2=0.94$. Como se puede observar en la figura, la probabilidad de ocurrencia de escorrentía oscila entre el 18%, correspondiente a los suelos prácticamente cubiertos (10 a 20% de suelo desnudo), y el 72.4%, perteneciente a la situación inversa o suelos descubiertos con un porcentaje de suelo desnudo superior al 90%.

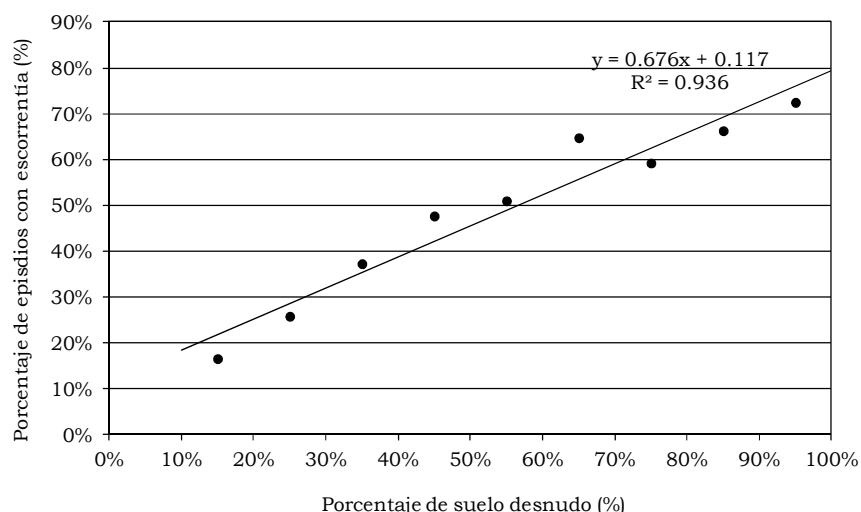


Figura 54. Análisis de regresión lineal entre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para el conjunto de datos del periodo 1993/94 – 2009/10.

b) Producción de escorrentía y sedimentos

Para el análisis de la relación entre el recubrimiento del suelo y las producciones de escorrentía y sedimentos el conjunto de datos se dividió en 8 intervalos %SD: 10 a 20%, 20 a 30%, 30 a 45%, 45 a 60%, 60 a 75%, 75 a 90% y 90 a 100%. A partir de éstos, se exploraron las relaciones entre la producción de escorrentía por milímetro de lluvia ($l\ m^{-2}\ mm^{-1}$) y el %SD (fig. 55) y entre la producción de sedimentos por milímetro de lluvia ($kg\ ha^{-1}\ mm^{-1}$) y el porcentaje de suelo desnudo (fig. 56) mediante análisis de regresión.

En primer lugar destaca que, tal y como se muestra en la figura 55, la producción de escorrentía se incrementa progresivamente a medida que aumenta el porcentaje de suelo descubierto, mostrando ambas variables una relación lineal significativa al nivel $p < 0.000$ que explica un elevado porcentaje de la varianza observada ($R^2 = 0.86$). Como se puede observar, suelos con un reducido %SD ($< 30\%$), sinónimo de una gran cobertura, presentan tasas de escorrentía despreciables ($0.01\ l\ m^{-2}\ mm^{-1}$ para 10-20% y $0.02\ l\ m^{-2}\ mm^{-1}$ para 20-30%), mientras que éste valor se multiplica por 15 para suelos completamente descubiertos ($0.11\ l\ m^{-2}\ mm^{-1}$ para la clase 90-100%). A la vista de los resultados, no se observa ningún valor umbral de %SD que modifique la respuesta hidrológica y provoque un cambio significativo en la producción de escorrentía, a excepción del valor del 10% comentado anteriormente, por debajo del cual la producción de escorrentía es nula.

En el caso de la erosión (fig. 56), el mejor ajuste entre la producción de sedimentos y el %SD se consiguió mediante un modelo exponencial, que arrojó un coeficiente de determinación $R^2 = 0.92$ y una significación estadística al nivel $p < 0.000$; si bien, la regresión lineal ofreció igualmente resultados significativos ($p < 0.000$) aunque con un R^2 ligeramente inferior, $R^2 = 0.90$.

Como se aprecia en la figura, la tasa de erosión por milímetro de lluvia crece de manera exponencial conforme lo hace el %SD, incrementándose la producción de sedimentos de forma significativa en las parcelas con más de un 75% de suelo desnudo. Este patrón, que indica la existencia de un umbral en torno al 25% de cobertura, por debajo del cual el suelo muestra una gran protección frente a los procesos erosivos y las tasas de erosión se reducen considerablemente, se aproxima al valor del 70% de cobertura señalado en otros estudios llevados a cabo en ambientes mediterráneos (por ej., Francis y Thornes, 1990; Calvo *et al.*, 1992; Cerdà 1998; Gimeno *et al.*, 2007).

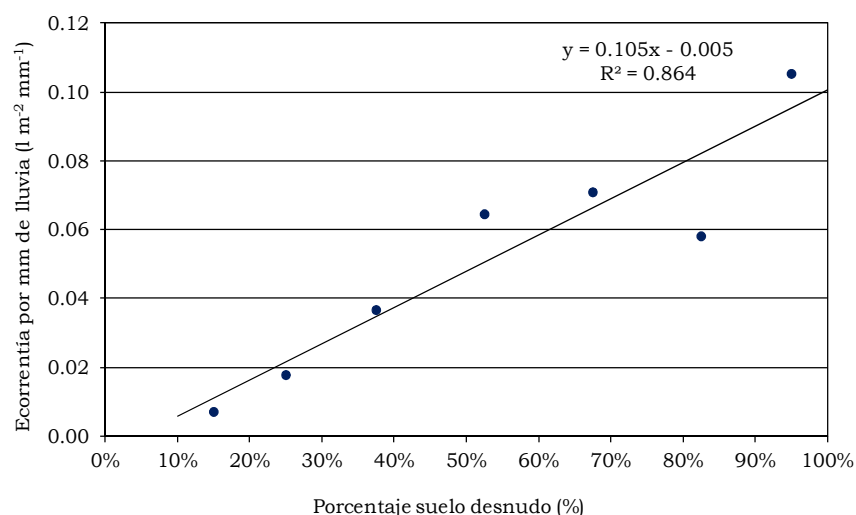


Figura 55. Análisis de regresión lineal entre la producción de escorrentía por milímetro de lluvia (l m⁻² mm⁻¹) y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para el conjunto de datos del periodo 1993/94 – 2009/10.

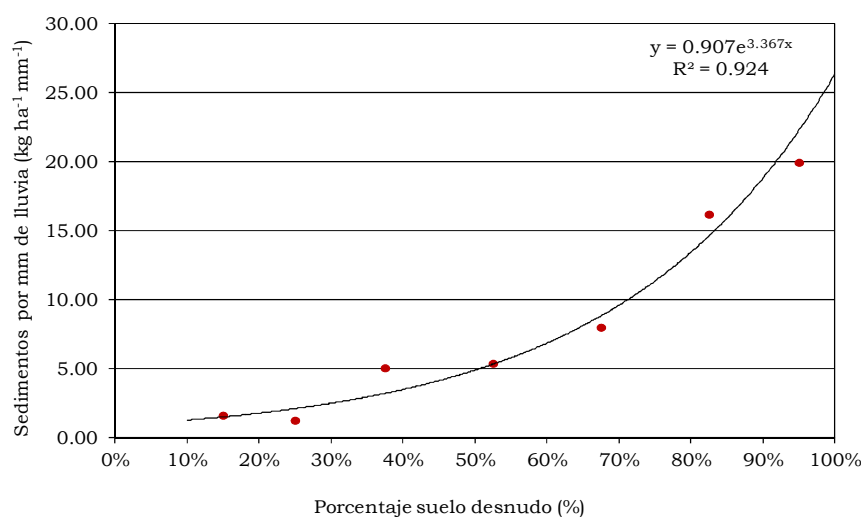


Figura 56. Análisis de regresión exponencial entre la producción de sedimentos por milímetro de lluvia (kg ha⁻¹ mm⁻¹) y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para el conjunto de datos del periodo 1993/94 – 2009/10.

5.8.2.2. Análisis de los episodios de Temporal

Para el análisis de la probabilidad de ocurrencia de escorrentía y de las producciones de escorrentía y sedimentos en los episodios de Temporal se emplearon los datos de un total de 118 episodios de lluvia de Temporal en los que se registró escorrentía en alguna de las parcelas experimentales, que equivalen a series de 719 datos escorrentía/%SD y otros tantos de sedimentos/%SD.

a) Generación de escorrentía

En primer lugar, hay que destacar que durante la fase experimental no se registró ningún episodio de lluvia con escorrentía en las parcelas con SD < 10%, equivalente a superficies con recubrimientos superiores al 90%.

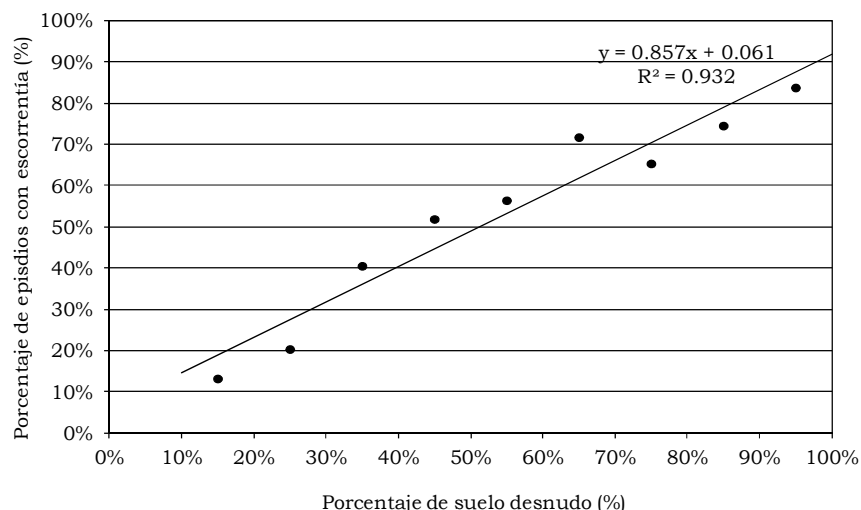


Figura 57. Análisis de regresión lineal entre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los episodios identificados como situación de Temporal en el periodo 1993/94 – 2009/10.

Los análisis realizados para el resto de datos ($SD > 10\%$) reflejan un crecimiento lineal de la probabilidad de generación de escorrentía a medida que aumenta el %SD (fig. 57). El modelo de regresión lineal obtenido entre ambas variables resultó significativo ($p < 0.000$) y de alto valor explicativo ($R^2 = 0.86$). Los porcentajes de probabilidad de ocurrencia de escorrentía oscilan entre el 0% para la clase 10-20%SD y el 86.6% para la clase correspondiente al 90-100% de suelo desnudo. Lo que supone que ante un episodio de Temporal, la probabilidad de generación de escorrentía se incrementa en más de un 80% al pasar de suelos con una gran cobertura a suelos desprovistos de recubrimiento.

b) Producción de escorrentía y sedimentos

Con objeto de analizar las producciones de escorrentía y sedimentos en este escenario, las series de 719 datos de escorrentía y sedimentos/% SD) se dividieron en 7 intervalos de %SD: 10 a 20%, 20 a 30%, 30 a 45%, 45 a 65%, 60 a 80%, 80 a 90% y 90 a 100%.

En el caso de la escorrentía, la relación entre las tasas de escorrentía por milímetro de lluvia ($l\ m^{-2}\ mm^{-1}$) y el %SD, presenta el mejor ajuste a un modelo exponencial, con una significación estadística al nivel $p < 0.01$ y un coeficiente de determinación $R^2 = 0.88$ (fig. 58). Como puede observarse en dicha figura, las producciones de escorrentía para suelos con un %SD < 30% son extremadamente reducidas, y aumentan progresivamente hasta porcentajes del 90%, pasando de 0.06 a $0.13\ l\ m^{-2}\ mm^{-1}$. Sin embargo, la clase correspondiente al 90-100% de suelo desnudo refleja un cambio brusco en la respuesta hidrológica, aumentando las tasas de escorrentía de forma considerable hasta doblar la tasa máxima anterior ($0.28\ l\ m^{-2}\ mm^{-1}$).

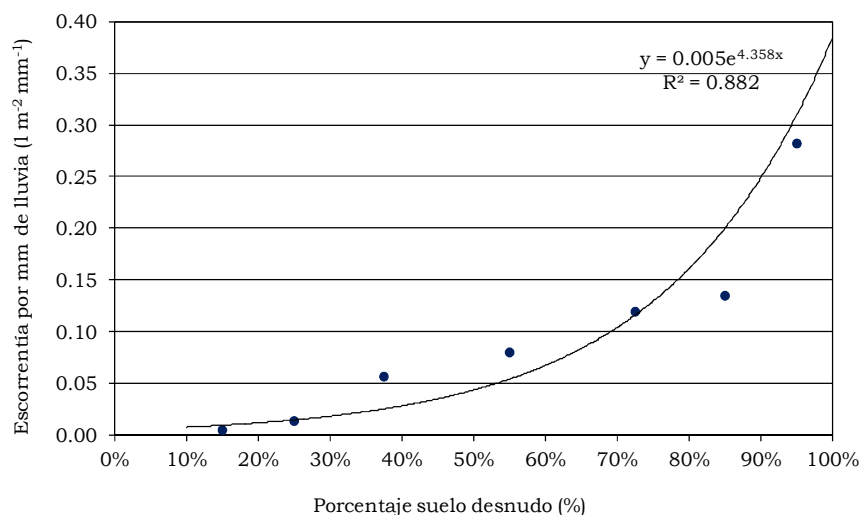


Figura 58. Análisis de regresión exponencial entre la producción de escorrentía por milímetro de lluvia (l m⁻² mm⁻¹) y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los episodios identificados como situación de Temporal en el periodo 1993/94 – 2009/10.

Para poder determinar el valor umbral de %SD que se intuye a la vista de la figura 58, la figura 59 representa la evolución de la producción de escorrentía por milímetro de lluvia a medida que se van incorporando datos procedentes de parcelas que presentan cada vez un mayor porcentaje de suelo desnudo. De esta manera, se puede examinar con más detalle la tendencia exponencial anterior, ya que, al trabajar con series de datos acumuladas, se puede reducir la amplitud de los intervalos de suelo desnudo hasta el 5% sin que el número de datos presente en cada intervalo afecte a la tendencia general resultante.

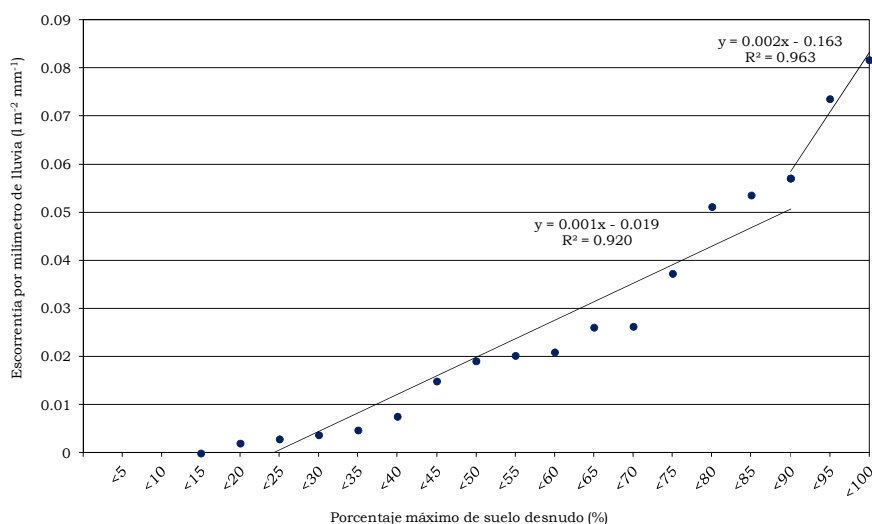


Figura 59. Producción de escorrentía acumulada por milímetro de lluvia (l m⁻² mm⁻¹) a medida que se incrementa el porcentaje de suelo desnudo (%SD) en los episodios de Temporal.

Como se puede apreciar en la figura, la producción de escorrentía en las parcelas con %SD<15% es inapreciable, y aumenta de forma lineal conforme se añaden los datos procedentes de parcelas hasta SD<90%, de modo que ambas variables se ajustan a una recta con un elevado coeficiente de determinación $R^2=0.92$. Pero cuando se incorporan los datos correspondientes al 90-95% SD y 95-100% SD, la tendencia anterior cambia y la producción de escorrentía aumenta significativamente con cada incremento de %SD. De manera que la recta que expresa la relación entre las dos variables para estos valores del

%SD presenta una pendiente mucho más acusada que la anterior, ofreciendo igualmente un elevado valor explicativo ($R^2=0.96$).

En consecuencia, dentro de la tendencia exponencial observada en la figura 58, se puede establecer un valor crítico de porcentaje de suelo desnudo (%SD) situado en torno al 90% que modifica sustancialmente la respuesta hidrológica del suelo. Cuando se supera dicho umbral, la tasa de producción de escorrentía aumenta rápidamente con pequeños incrementos del %SD.

En el análisis relativo a la producción de sedimentos, el modelo de regresión que mejor refleja el incremento en las producciones de sedimento por milímetro de lluvia conforme lo hace el %SD es igualmente el exponencial (fig. 60), para el que se obtuvo una significación estadística el nivel $p<0.01$ y un coeficiente de determinación $R^2=0.90$.

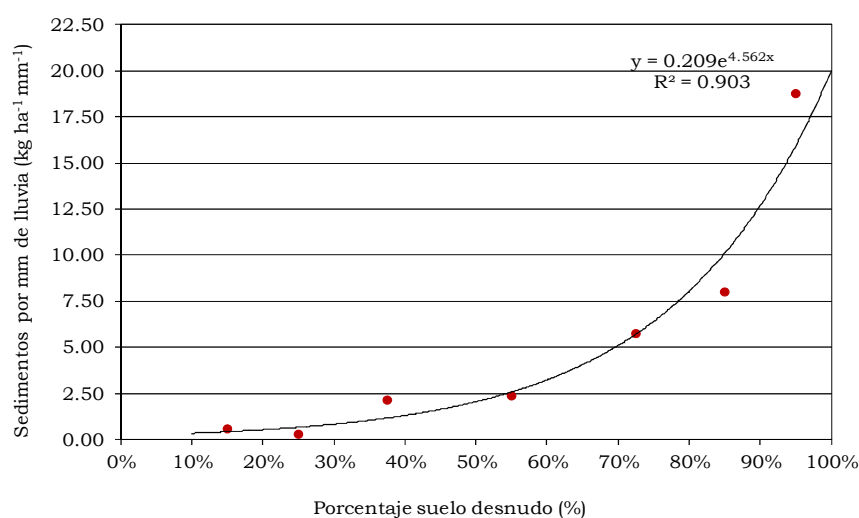


Figura 60. Análisis de regresión exponencial entre la producción de sedimentos por milímetro de lluvia (kg ha⁻¹ mm⁻¹) y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los episodios identificados como situación de Temporal en el periodo 1993/94 – 2009/10.

Para determinar la posible existencia de un valor umbral de porcentaje de suelo desnudo que pudiera modificar la respuesta erosiva del suelo, se realizó un análisis de regresión segmentada o regresión a tramos (*segmented regression* o *piecewise regression*) empleando las mismas variables que en el análisis anterior: %SD y producción de sedimentos por mm de lluvia (kg ha⁻¹ mm⁻¹). El método de regresión segmentada busca el mayor ajuste entre las variables mediante la fragmentación de la variable independiente en tramos, en los cuales ajusta la curva que mejor refleja la relación con la variable dependiente. Para la obtención del modelo se empleó el software *SegReg* (Oosterbaan, 2002), que proporciona las ecuaciones de los tramos e indica el valor del límite entre ellos, denominado punto de quiebra o *breakpoint*.

El resultado de esta regresión segmentada (fig. 61), en el que se obtuvo un coeficiente de determinación $R^2=0.92$ muestra la existencia de un valor umbral situado en el 68% de suelo desnudo, que divide la relación entre la erosión y el porcentaje de suelo desnudo en dos tramos. El primero de ellos es horizontal, indicando que para valores inferiores a este umbral, la tasa de erosión puede considerarse constante en torno a 2.0 kg ha⁻¹. Mientras que el segundo, de pendiente acusada, señala que para suelos que presentan más del SD>68%, la producción de sedimentos se incrementa sustancialmente de forma lineal, hasta alcanzar valores superiores a los 19 kg ha⁻¹ para suelos completamente descubiertos.

Los resultados muestran por tanto, que una cobertura del 30% de la superficie (70% SD) es suficiente para modificar la respuesta erosiva del suelo y reducir de forma significativa la producción de sedimentos en episodios de Temporal.

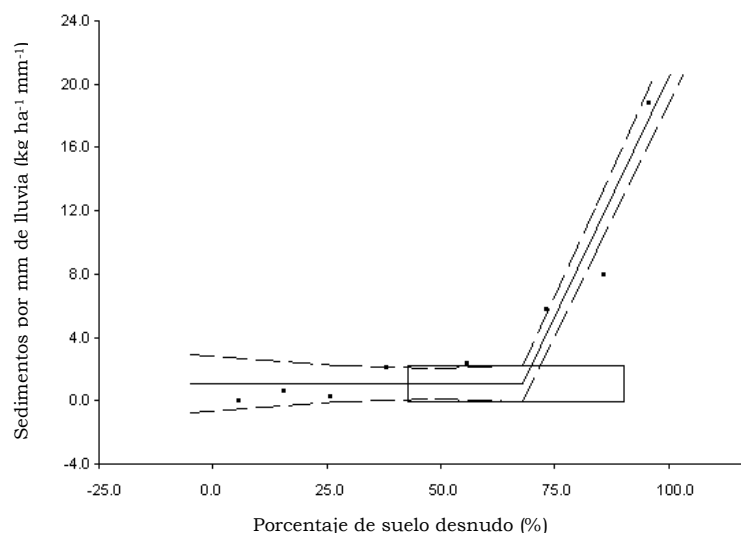


Figura 61. Análisis de regresión segmentada entre la producción de sedimentos por milímetro de lluvia ($\text{kg ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$) y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los episodios identificados como situación de Temporal del periodo 1993/94 – 2009/10. Se muestran los intervalos de confianza (90%) para la recta de regresión y para el punto de quiebra de la recta (*breakpoint*), que se sitúa en el 68% de suelo desnudo.

5.8.2.3. Análisis de los Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI)

Durante el periodo de experimentación se contabilizaron un total de 174 episodios lluvia que han sido clasificados como de Moderada y Alta Intensidad EMAI ($I_{30} > 5 \text{ mm h}^{-1}$), de los cuales 95 registraron escorrentía en alguna parcela. Estos 95 episodios generan dos series de 649 datos escorrentía/%SD y erosión/%SD, a partir de las cuales se han analizado las relaciones entre la ocurrencia de escorrentía y las producciones de escorrentía y sedimentos y el %SD a nivel episodio de lluvia.

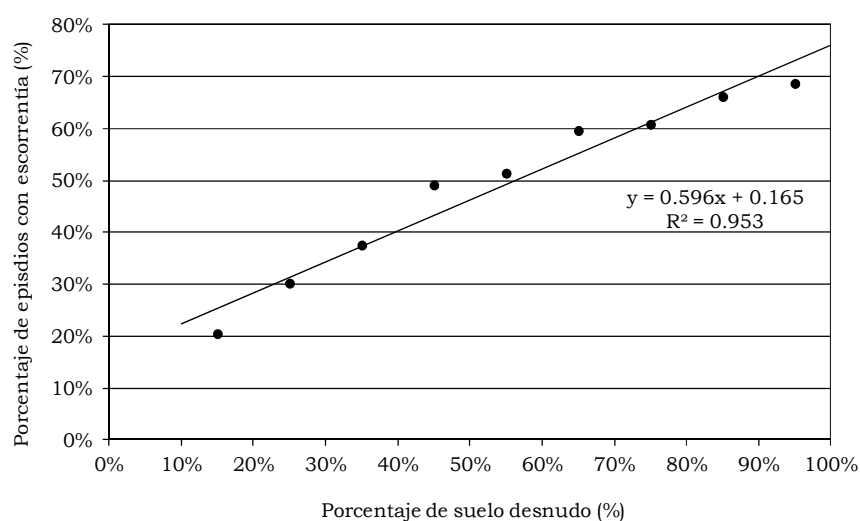


Figura 62. Análisis de regresión lineal entre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los Episodios de Moderada y Alta Intensidad ($I_{30} > 5 \text{ mm h}^{-1}$) en el periodo 1993/94 – 2009/10.

El análisis de la generación de escorrentía a partir de la serie de datos anterior, refleja que la probabilidad de generación de escorrentía aumenta linealmente a medida que se incrementa el porcentaje de suelo desnudo (%SD) (fig. 62), ajustándose ambas variables a un modelo de regresión lineal con un coeficiente de determinación $R^2=0.95$ ($p<0.001$). La máxima probabilidad de que se genere escorrentía corresponde a las parcelas que presentan el suelo descubierto (%SD>90%), para las cuales se obtuvo un porcentaje de ocurrencia del 69%. Mientras que por el contrario, en las parcelas con un %SD entre el 10 y el 20%, esta probabilidad se reduce al 21%. Al igual que en resto de escenarios, en este caso no se registró ningún episodio con escorrentía en las parcelas que presentaban %SD<10, que representan suelos con una cobertura superior al 90%.

Para analizar la relación existente entre la probabilidad de generación de escorrentía y la interacción entre la cobertura y la intensidad de la lluvia (I_{30}), en la figura 63 se representa la serie de datos de este escenario ($n=649$) en relación a la I_{30} del episodio (eje y), al porcentaje de suelo desnudo (eje x) y a la generación o no de escorrentía superficial (series de episodios con y sin escorrentía). En esta figura se observa la existencia de un umbral de Intensidad de lluvia a partir del cual la probabilidad de generación de escorrentía es del 100%. Sin embargo, este umbral no tiene un valor continuo, sino que depende del porcentaje de suelo desnudo.

En primer lugar, como ya se ha comentado anteriormente, destaca en la figura la respuesta de las parcelas con un porcentaje de suelo desnudo (%SD) inferior al 10%, en las cuales no se registró ningún episodio con generación de escorrentía independientemente de la Intensidad de lluvia alcanzada. En este sentido, llama la atención especialmente el episodio ocurrido el 2 de julio de 2001, que alcanzó la mayor I_{30} de la serie, 81.42 mm h^{-1} , y no produjo escorrentía en la parcela con un 5% de suelo desnudo (95% de recubrimiento), mientras que si lo hizo en el resto de parcelas que presentaban porcentajes %SD superiores al 20%.

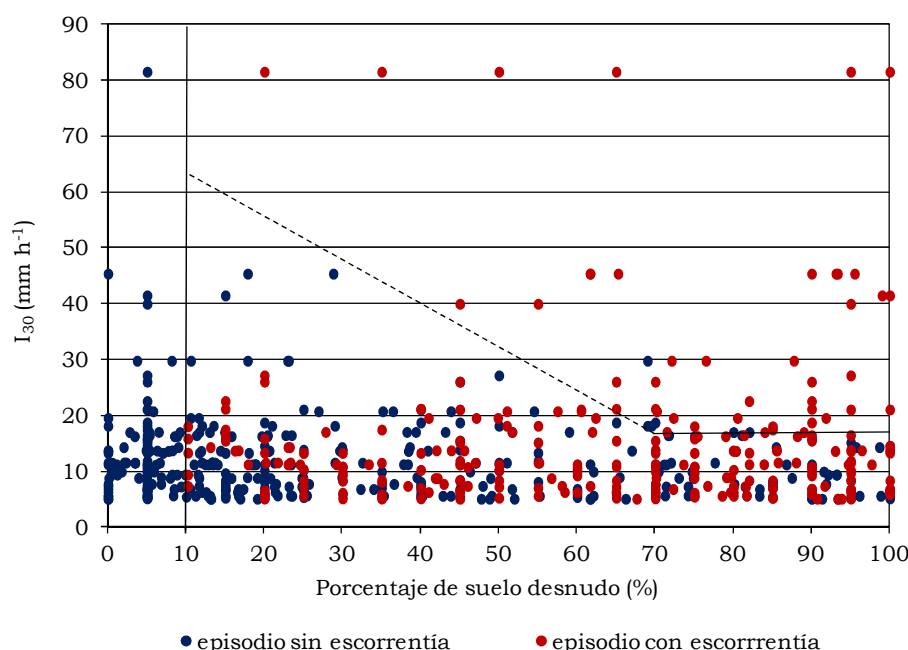


Figura 63. Ocurrencia de escorrentía en los episodios de Moderada y Alta Intensidad de lluvia en función de la I_{30} del episodio y el porcentaje de suelo desnudo (%SD).

En el otro extremo, en las parcelas con %SD>70% se observa que todos los episodios con una I_{30} superior a 17 mm h^{-1} generaron escorrentía. Es decir, para precipitaciones con una

I_{30} superior a este umbral, la probabilidad de ocurrencia de escorrentía es del 100% en los suelos con una cobertura inferior al 30% (fig. 63).

Para las parcelas con %SD intermedios entre el 10 y el 70%, el umbral de I_{30} desciende a medida que aumenta el %SD, si bien, la distribución de los datos no permite establecer un valor umbral de manera tan contundente como en las situaciones anteriores.

A continuación, se analizan de manera independiente los episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) en función del estado de humedad previo del suelo, dividiendo la serie de datos en dos situaciones: EMAI que se producen sobre suelos secos ($R_a < 40$ mm) y EMAI que ocurren sobre suelos con un estado de humedad intermedio ($40 < R_a < 70$ mm). En la primera se registraron 69 episodios de lluvia en los que tuvo lugar la generación de escorrentía en alguna parcela, que dan lugar a dos series de datos de 466 valores escorrentía/%SD y sedimentos/%SD. En la segunda, se contabilizaron 26 episodios con escorrentía en alguna parcela, que dan lugar a otras dos series de datos con 183 valores escorrentía/%SD y sedimentos/%SD.

5.8.2.3.1. Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) sobre suelo seco

a) Generación de escorrentía

Los resultados de la regresión efectuada entre el porcentaje de episodios con escorrentía y el %SD (fig. 64) reflejan existe una fuerte relación lineal entre la cobertura del suelo y la generación de escorrentía en este tipo de episodios, con un coeficiente de determinación $R^2=0.89$ y una significación estadística al nivel $p<0.001$.

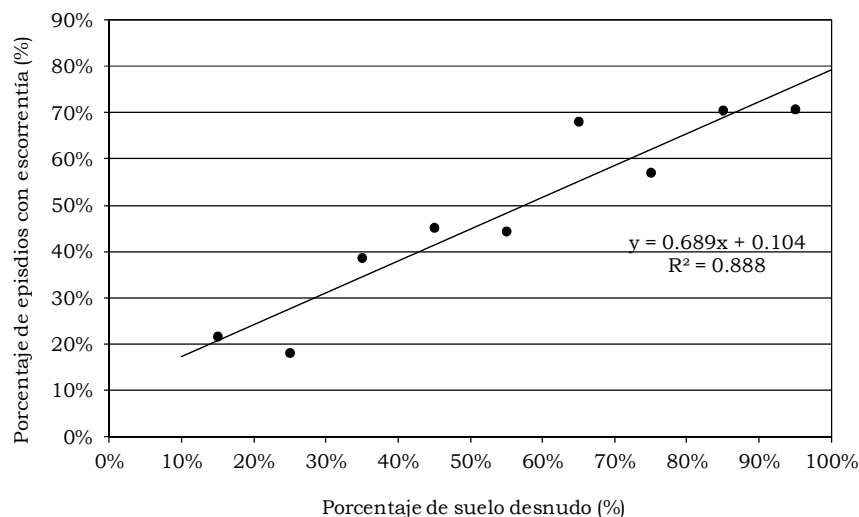


Figura 64. Regresión lineal entre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) que ocurrieron sobre un suelo seco en el periodo 1993/94 – 2009/10.

b) Producción de escorrentía y sedimentos

El modelo de regresión que mejor expresa el aumento de la producción de escorrentía con el incremento de %SD es el exponencial, que arrojó una $R^2=0.85$ y una significación estadística al nivel $p<0.001$ (fig. 65). Este tipo de modelo indica que, a medida que va aumentando el %SD, el incremento en la producción de escorrentía va siendo cada vez

mayor. No obstante, en la figura 65 se intuye que dentro de esta tendencia, existe un valor umbral en torno al 90% de %SD que modifica la respuesta hidrológica, ya que la producción de escorrentía fue especialmente elevada para la clase 90-100% de suelo desnudo.

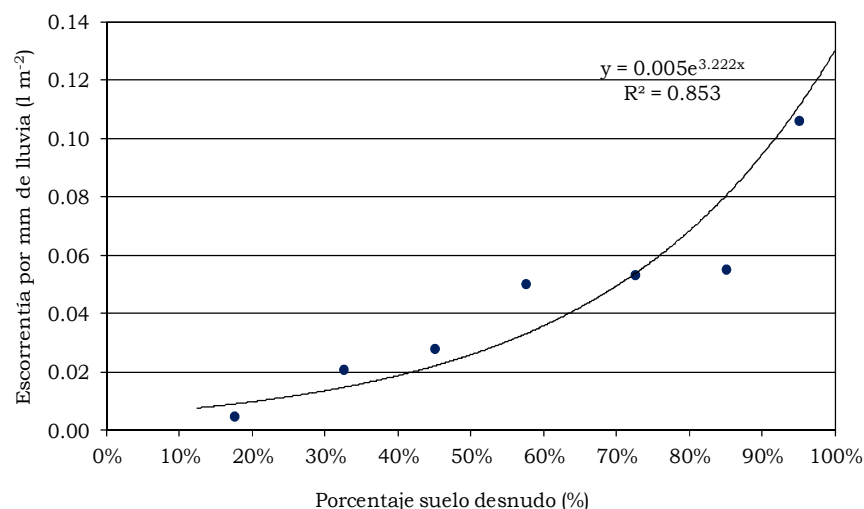


Figura 65. Análisis de regresión lineal entre la producción de escorrentía por milímetro de lluvia ($l\ m^{-2}\ mm^{-1}$) y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los episodios de Moderada y Alta Intensidad que precipitaron sobre un suelo seco en el periodo 1993/94 – 2009/10.

Para explorar esta hipótesis, se analizó la evolución de la producción de escorrentía por milímetro de lluvia ($l\ m^{-2}\ mm^{-1}$) a medida que se van incorporando datos procedentes de parcelas que presentan cada vez un mayor %SD (fig. 66). Los resultados muestran dos patrones lineales diferentes en el aumento de la producción de escorrentía con el incremento del %SD: uno para los suelos con $SD < 90\%$ ($R^2=0.97$) y otro para los suelos $SD > 90\%$ ($R^2=0.95$), y revelan por tanto, la presencia de un valor umbral situado en el 90% de suelo desnudo que determina el cambio en la respuesta hidrológica del suelo.

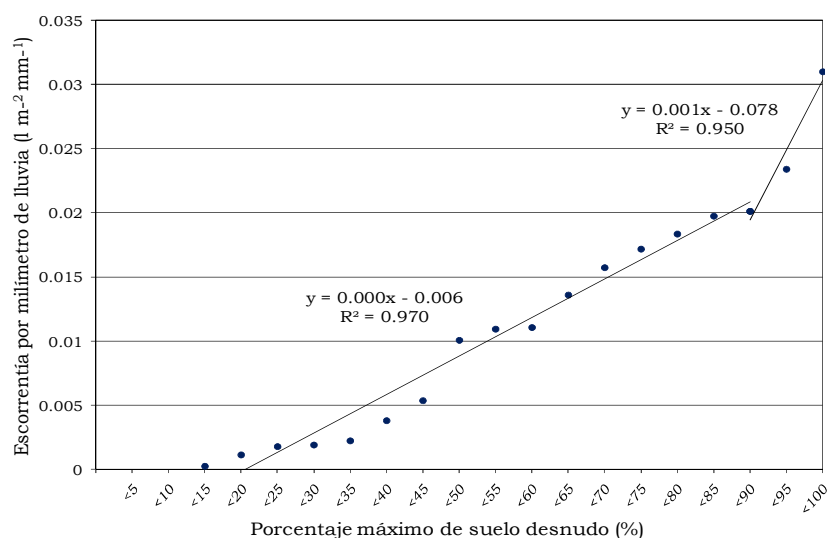


Figura 66. Producción de escorrentía acumulada por milímetro de lluvia ($l\ m^{-2}\ mm^{-1}$) a medida que se incrementa el porcentaje de suelo desnudo (%SD) en los episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) sobre suelo seco.

En cuanto a la producción de sedimentos, los resultados muestran que ésta aumenta de forma progresiva con el incremento del %SD, resultando un modelo de regresión lineal con

un $R^2=0.884$, significativo al nivel $p<0.001$ (fig. 67). Si bien, dentro de este incremento lineal se podría destacar el ascenso que experimenta la producción de sedimentos cuando el %SD supera el 50%.

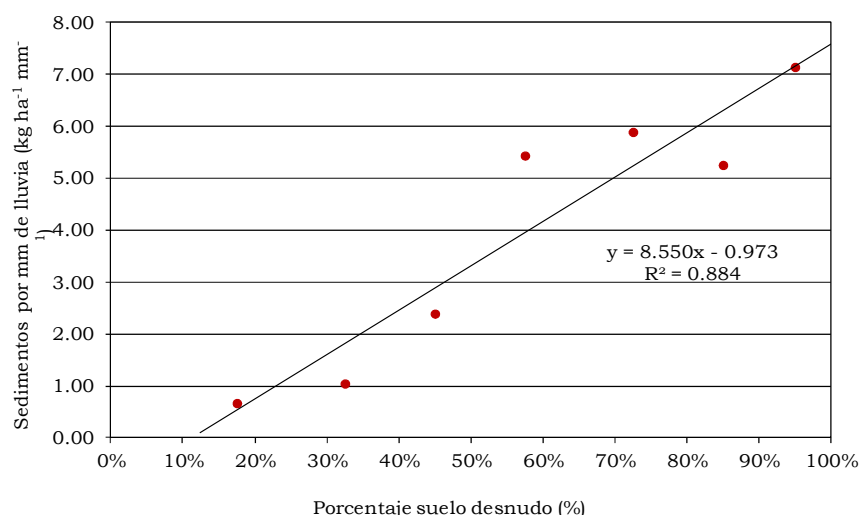


Figura 67. Análisis de regresión lineal entre la producción de sedimentos por milímetro de lluvia ($\text{kg ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$) y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los episodios de Moderada y Alta Intensidad que precipitaron sobre un suelo seco en el periodo 1993/94 – 2009/10.

5.8.2.3.2. Episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) sobre suelos de humedad intermedia

a) Generación de escorrentía

Los resultados del análisis de regresión lineal entre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía y la cobertura del suelo (%SD) en los EMAI que tienen lugar sobre un suelo húmedo (fig. 68) resultaron significativos al nivel $p<0.05$, indicando la dependencia entre ambas variables. Sin embargo, el coeficiente de determinación obtenido es de 0.483, lo que señala que, en este tipo de episodios, el %SD no es suficiente para explicar la probabilidad de generación de escorrentía y es necesario recurrir a otros factores para obtener un modelo de regresión con mayor potencial predictivo.

b) Producción de escorrentía y sedimentos

A diferencia del anterior, los análisis que examinan las producciones de escorrentía y sedimentos si ofrecieron ajustes significativos con elevados coeficientes de determinación, mostrando una gran dependencia lineal que existe entre las producciones de escorrentía y erosión registradas en estos episodios y el %SD presente en las parcelas. En ambos casos, los mejores ajustes se obtuvieron con modelos de regresión lineal, que arrojaron coeficientes $R^2=0.856$ para la producción de escorrentía (fig. 69) y $R^2=0.94$ para la producción de sedimentos (fig. 70), ambos con significaciones estadísticas al nivel $p<0.001$.

En el caso de las tasas de escorrentía, los valores aumentan desde $0.028 \text{ l m}^{-2} \text{mm}^{-1}$ para la clase 10 a 25% de suelo desnudo hasta $0.072 \text{ l m}^{-2} \text{mm}^{-1}$ para la clase 85 a 100%, lo que supone un incremento del 157% en términos relativos (fig. 69). Mientras que en la producción de sedimentos este incremento es del 800% al pasar de la clase 10 a 25% de suelo desnudo con $0.6 \text{ kg ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$ a la clase 85 a 100% con 5.4 kg ha^{-1} (fig. 70).

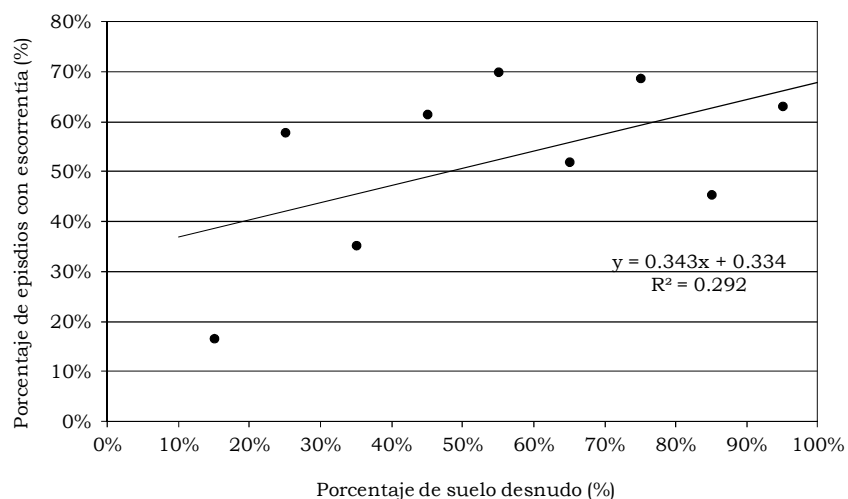


Figura 68. Análisis de regresión lineal entre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los episodios de Moderada y Alta Intensidad que precipitaron sobre un suelo húmedo en el periodo 1993/94 – 2009/10.

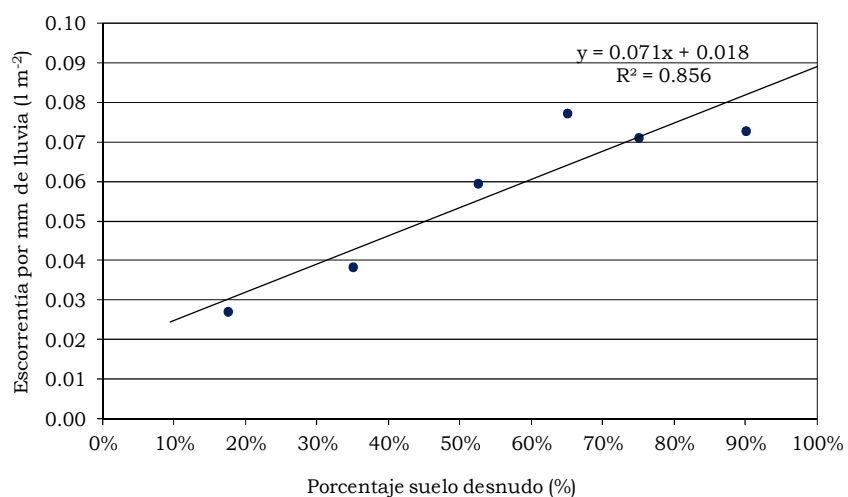


Figura 69. Análisis de regresión lineal entre la producción de escorrentía por milímetro de lluvia (l m⁻² mm⁻¹) y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los episodios de Moderada y Alta Intensidad que precipitaron sobre un suelo húmedo en el periodo 1993/94 – 2009/10.

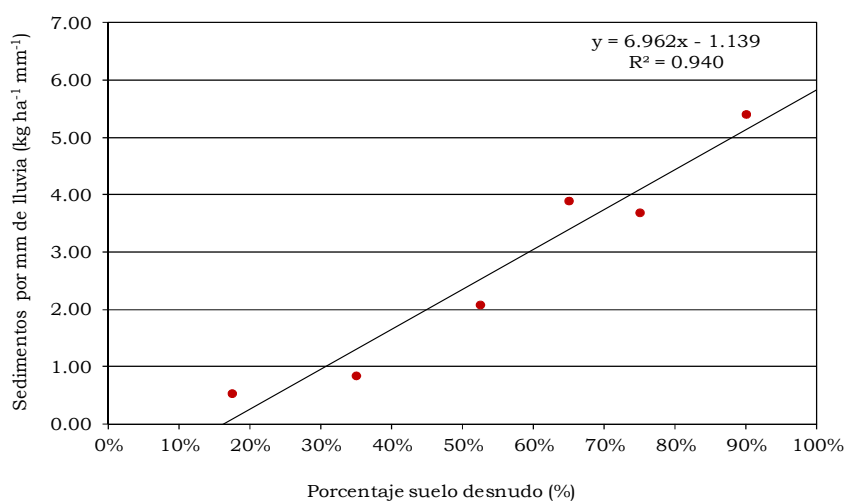


Figura 70. Análisis de regresión lineal entre la producción de sedimentos por milímetro de lluvia (kg ha⁻¹ mm⁻¹) y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los episodios de Moderada y Alta Intensidad que precipitaron sobre un suelo húmedo en el periodo 1993/94 – 2009/10.

5.8.2.4. Comparación de los resultados obtenidos en los tres escenarios

En primer lugar, los resultados mostrados en los apartados anteriores han reflejado que, con independencia de las características de las precipitaciones y del estado de humedad antecedente del suelo, existe una clara dependencia entre la probabilidad de que un episodio de lluvia genere escorrentía y el grado de recubrimiento del suelo en el momento del episodio (%SD). En todos los escenarios evaluados esta relación es lineal y positiva. Las probabilidades de ocurrencia de escorrentía más elevadas corresponden a las parcelas con más del 90% de suelo desnudo, y en el otro extremo, en las que presentan un porcentaje de suelo descubierto inferior al 10% no se registraron episodios de lluvia con escorrentía durante todo el periodo experimental.

Por otro lado, en las figuras 71 y 72 se muestran las tendencias observadas en las producciones de escorrentía y sedimentos por milímetro de lluvia en relación con el %SD para los escenarios de Temporal y episodios de Moderada y Alta Intensidad EMAI. En dichas figuras se representa para cada escenario el modelo de regresión que ofreció un mayor ajuste entre la producción de escorrentía o sedimentos por milímetro de lluvia y el %SD. Cabe destacar que todos los modelos son estadísticamente significativos a niveles $p < 0.001$ y $p < 0.01$ y presentan coeficientes de determinación R^2 muy elevados, superiores a 0.86.

En el caso de la respuesta hidrológica, la relación entre la producción de escorrentía y el %SD muestra dos patrones diferenciados en función del escenario de precipitación (fig. 71). Por un lado, en los episodios Moderada y Alta Intensidad (EMAI) que se producen sobre húmedo, esta relación sigue una tendencia lineal, es decir, la producción de escorrentía aumenta de forma constante con el incremento del %SD para todo el rango de SD.

Mientras que en los episodios de Temporal y en los de Moderada y Alta Intensidad (EMAI) que se producen sobre suelo seco, los mejores resultados se obtuvieron mediante un modelo exponencial, que indica que conforme asciende el %SD, el aumento en la producción de escorrentía es cada vez mayor. Así mismo, en estos dos escenarios los resultados obtenidos determinaron la presencia de un umbral, situado en el 90% de SD, que modifica la respuesta hidrológica del suelo, y a partir del cual, las producciones de escorrentía aumentan de forma considerable. Si bien, como se puede apreciar en la figura, los episodios de Temporal alcanzan tasas de escorrentía muy superiores a las de los EMAI sobre suelo seco.

No obstante, como se puede observar en la figura 71, las curvas de los tres modelos son muy similares para valores inferiores al 50% de suelo desnudo, habiéndose registrado producciones de escorrentía muy reducidas que varían entre 0.01 (clase 10-20% de %SD) y 0.05 l m⁻² mm⁻¹ (clase 40-50%). Para comprobar esta similitud, se realizaron análisis de comparación de rectas de regresión, que arrojaron resultados no significativos tanto para la comparación entre las tres rectas ($p < 0.01$), como para la comparación entre cada una de ellas y la recta conjunta resultante ($p < 0.01$). Por tanto, se puede afirmar que para valores superiores al 50% de cobertura, equivalente a SD < 50%, la respuesta hidrológica del suelo en los tres escenarios es similar.

Sin embargo, en la misma figura se puede apreciar que para valores de %SD > 50% las tendencias se separan. Por un lado, las curvas de los EMAI mantienen su semejanza hasta que el %SD alcanza el 90%. Si bien, a partir de este valor umbral, para un mismo incremento de suelo desnudo el aumento en la producción de escorrentía en los episodios que tienen lugar sobre suelo seco es mayor que en los que ocurren sobre suelo húmedo. Así, para un suelo completamente desnudo (SD = 100%), la producción de escorrentía por mm de

lluvia es de $0.09 \text{ a } 0.13 \text{ l m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ para episodios sobre suelo húmedo, mientras que asciende a $0.13 \text{ l m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ para episodios sobre suelo seco, lo que supone un incremento del 27%.

Por otro lado, los episodios de Temporal muestran producciones de escorrentía muy superiores a los anteriores cuando el $\%SD > 50\%$. Especialmente, las pérdidas de agua se disparan para suelos con $\%SD > 90\%$, hasta alcanzar los $0.39 \text{ l m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ a cuando el suelo se encuentra completamente desnudo, lo que supone un incremento del 875% respecto a los suelos con $SD=50\%$.

En resumen, los resultados indican que, para una cobertura del suelo superior al 50%, no se observan diferencias significativas en la respuesta hidrológica del suelo en función de las características de las precipitaciones. Mientras que el efecto del recubrimiento para coberturas inferiores depende de las características del episodio de lluvia y del estado de humedad previo del suelo, mostrando los episodios de Temporal, que precipitan sobre un suelo previamente saturado, producciones de escorrentía más elevadas que el resto de episodios. Las máximas diferencias se observan para suelos completamente desnudos ($\%SD=100\%$), en los que las tasas de escorrentía registradas en situación de Temporal resultaron tres veces superiores a las registradas en episodios de Moderada y Alta Intensidad sobre suelo seco y cuatro veces superiores a las registradas en episodios de Moderada y Alta Intensidad sobre suelo húmedo (fig. 71).

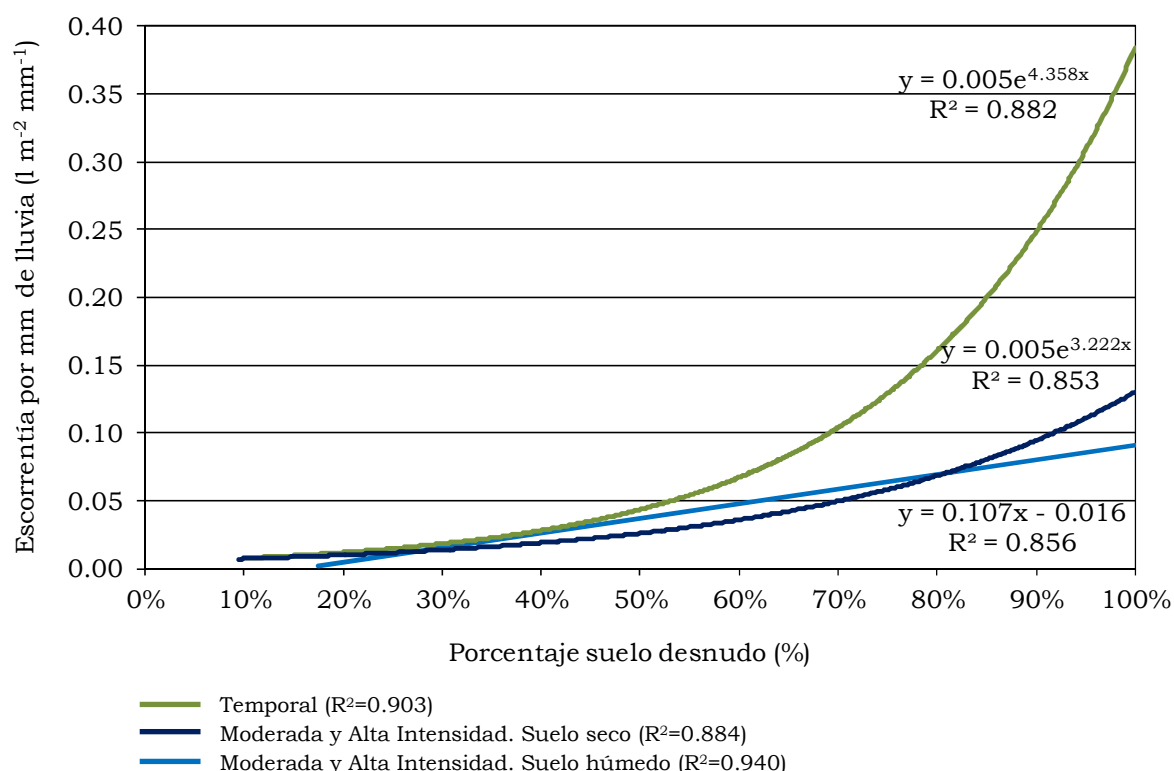


Figura 71. Curvas resultantes del análisis de regresión entre la producción de escorrentía por milímetro de lluvia ($\text{l m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$) y el porcentaje de suelo desnudo ($\%SD$) para los episodios de Temporal, Moderada y Alta Intensidad que precipitaron sobre un suelo seco y sobre un suelo húmedo en el periodo 1993/94 – 2009/10.

En la respuesta erosiva se observan dos patrones diferentes que expresan la relación entre la producción de sedimentos y el porcentaje de suelo descubierto ($\%SD$) (fig. 72). En los episodios de Temporal esta relación sigue una tendencia exponencial, mientras que en los de Moderada y Alta Intensidad (EMAI), los mejores resultados se obtuvieron mediante ajustes lineales. Dentro de los EMAI, la recta correspondiente a los episodios que se

producen sobre suelo seco ocupa una posición ligeramente superior a los que tienen lugar sobre suelo húmedo, señalando pérdidas de suelo por erosión mayores en esta situación. No obstante, los análisis de comparación de rectas de regresión no ofrecieron resultados significativos y por tanto, se puede considerar una única respuesta erosiva para ambas situaciones.

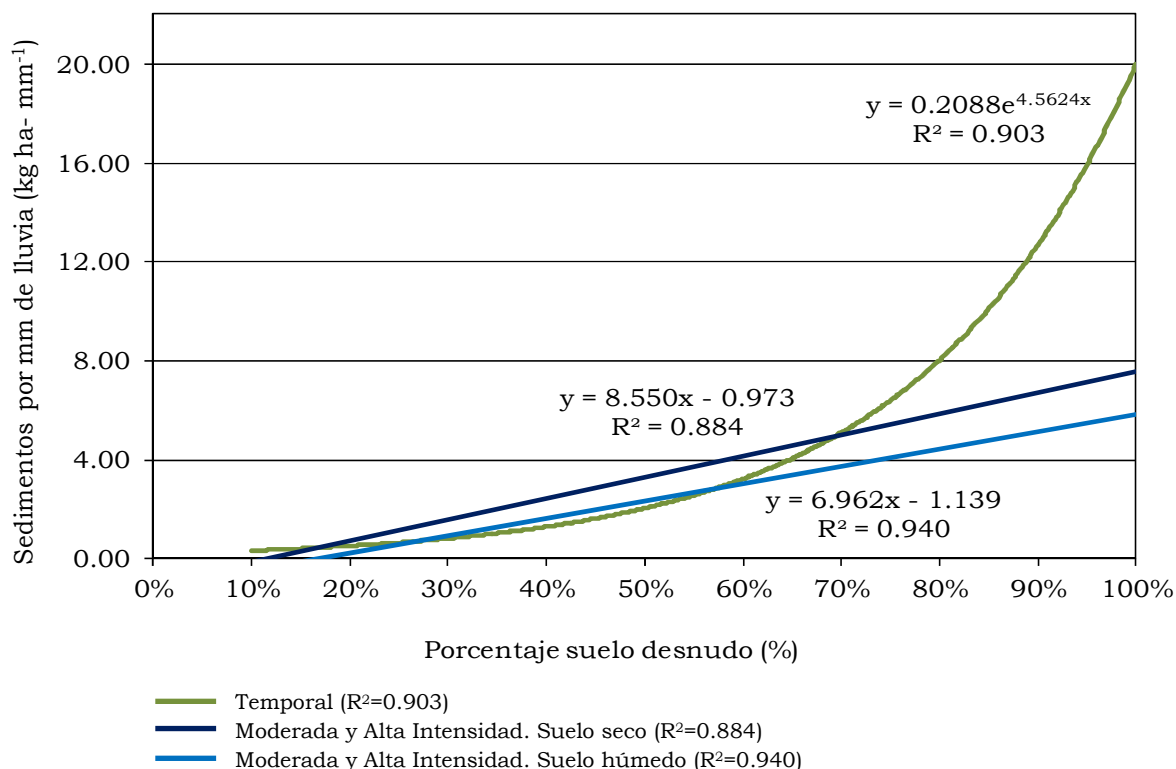


Figura 72. Curvas resultantes del análisis de regresión entre la producción de sedimentos por milímetro de lluvia (kg ha⁻¹ mm⁻¹) y el porcentaje de suelo desnudo (%SD) para los episodios de Temporal y los de Moderada y Alta Intensidad registrados en el periodo 1993/94 – 2009/10.

De forma análoga al análisis de la escorrentía, ambos modelos presentan un tramo coincidente. Si bien, en este caso la similitud en la respuesta erosiva se extiende hasta un porcentaje de suelo desnudo inferior al 70%, frente al 50% observado en la respuesta hidrológica. Hasta ese valor, la respuesta erosiva del suelo en ambos modelos es similar (fig. 72), y las tasas de erosión aumentan progresivamente conforme lo hace %SD tanto en episodios de Temporal como en episodios de Moderada y Alta Intensidad.

Sin embargo, a partir de ese umbral, los dos escenarios muestran respuestas erosivas diferenciadas. Mientras que las producciones de sedimento correspondientes a los episodios de Moderada y Alta Intensidad continúan aumentando de forma lineal, las de los episodios de Temporal aumentan de forma exponencial, de manera que un mismo incremento en %SD supone un aumento mucho mayor en las tasas de erosión del escenario de Temporal, especialmente, para valores de %SD > 90%.

En suelos completamente descubiertos, las pérdidas de suelo en situación de Temporal son superiores en un 200% a las producidas en episodios de Moderada y Alta Intensidad (fig. 72).

5.9. INFLUENCIA DEL LABOREO EN LA GENERACIÓN DE ESCORRENTÍA

Las labores agrícolas introducen una gran variabilidad temporal y espacial en los procesos hidrológicos y erosivos (Vidal Vázquez, 2007), ya que modifican las características de la superficie del suelo, afectando a algunas propiedades físicas como la capacidad de infiltración, la resistencia mecánica, la porosidad y la rugosidad superficial.

Diversos estudios sobre este tema han mostrado que tras las operaciones de laboreo aumenta la porosidad del suelo (Radcliffe *et al.*, 1988; Hill, 1990; Miller *et al.*, 1998; Suwardji y Eberbach, 1998; Logsdon *et al.*, 1999; Green *et al.*, 2003), se incrementa la conductividad hidráulica (Messing y Jarvis, 1993; Moret y Arrúe, 2007) y se favorece la infiltración al aumentar la rugosidad del microrrelieve (Gupta *et al.*, 1991). Todo ello supone que durante el periodo de tiempo inmediatamente posterior al laboreo, el suelo presenta una elevada capacidad de infiltración. No obstante, los efectos del laboreo en las propiedades físicas dependen del tipo de suelo, del tipo de apero de labranza, de la profundidad del laboreo, de ciertas condiciones del suelo, como el contenido de humedad en el momento de la realización de la labor, y de las condiciones climáticas.

Respecto a la rugosidad de la superficie del suelo, es uno de los factores determinantes en los procesos de erosión hídrica, ya que influye considerablemente en el reparto del agua de lluvia entre infiltración y escorrentía. Los suelos con mayor rugosidad tienden a presentar coeficientes de infiltración superiores a los suelos lisos (Rawls *et al.*, 1980; Cogo *et al.*, 1984; Lal, 1989; Cerdà, 1995 entre otros), reduciendo los procesos de generación de escorrentía (Dexter, 1977; Onstad, 1984; Podmore y Huggins, 1980; Helming *et al.*, 1993; Kamphorst *et al.*, 2000) y favoreciendo el agua disponible para las plantas, de especial interés en campos agrícolas. Además, la rugosidad reduce la velocidad de la escorrentía y el exceso de precipitación se acumula temporalmente en las microdepresiones, disminuyendo de este modo el desprendimiento y transporte de partículas, lo que reduce las pérdidas de suelo por escorrentía (por ejemplo, Dexter, 1977; Johnson *et al.*, 1979; Moore y Larson, 1979; Cogo *et al.*, 1983 y 1984; Onstad, 1984). Por otro lado, el microrrelieve interviene en el intercambio de aire entre el suelo y la atmósfera, la evaporación y el contenido hídrico, las propiedades térmicas y el balance energético y la distribución del tamaño de agregados (Helming *et al.*, 1993).

Sin embargo, estos efectos beneficiosos sobre la respuesta hidrológica y erosiva del suelo son transitorios, y con el paso del tiempo la capa de labor se asienta, aumenta su densidad aparente y compactación (McKyes, 1985) y se reduce tanto la porosidad total como la rugosidad superficial (Zobek y Onstad, 1987), lo que conlleva a la disminución de la capacidad de infiltración del suelo. Este proceso se ve acelerado e intensificado por la acción de la lluvia y los consiguientes ciclos de humectación y desecación del suelo (Green *et al.*, 2003). Así, el impacto de las gotas de lluvia produce la rotura de los agregados del suelo dando lugar a microagregados y partículas finas que son movilizadas tanto por salpicadura como por la escorrentía superficial hacia las zonas más deprimidas y cavidades de la superficie del suelo, dando lugar al relleno y sellado de las fisuras existentes entre los agregados y terrones de suelo así como de los poros abiertos en superficie (Ellison, 1947; Morin *et al.*, 1981; en De Alba, 1998). Al mismo tiempo, el efecto de las gotas de lluvia sobre la superficie del suelo provoca una disminución del microrrelieve a la vez que las capas más superficiales se compactan y se reduce el tamaño medio de los poros. Entre los factores que controlan la evolución del microrrelieve destacan la energía cinética de la precipitación, la estabilidad de los agregados, el contenido en materia orgánica y la intensidad de infiltración

(Ullah y Dickinson, 1979a y 1979b; Onstad, 1984; Zobeck y Onstad, 1987; Lado Liñares, 1999 en Vidal Vázquez *et al.*, 2003).

Por último, cuando ya se ha generalizado sobre la superficie la formación de una costra o lámina de selladura, la capacidad de infiltración del suelo se reduce drásticamente (McIntyre, 1958; Bradford *et al.*, 1987; Morin *et al.*, 1989; Römken *et al.*, 1990), disminuyendo la capacidad de almacenamiento de agua del suelo, con graves consecuencias para la vegetación, promoviendo la aparición de escorrentía superficial y favoreciendo los procesos de erosión.

En resumen, la capa de suelo afectada directamente por el laboreo evoluciona desde una superficie inicial permeable y porosa hasta una superficie sellada con una capacidad de infiltración muy limitada. Un ejemplo de esta evolución puede observarse en las fotos 68 a 72.



Fotos 68, 69, 70, 71 y 72. Evolución de la capa del suelo afectada por el laboreo desde una superficie inicial permeable y porosa (arriba) hasta una superficie sellada y agrietada con una reducida capacidad de infiltración.

Otros aspectos del laboreo que influyen sobre la infiltración y el balance hídrico del suelo son, de acuerdo con De Alba (1998): a) la transformación de la estructura del suelo, principalmente la reducción de la estabilidad de los agregados, que favorece los procesos de sellado y encostramiento, y la destrucción de las grietas, macroporos estructurales y redes de bioporos de la capa de labor, suprimiendo vías de entrada de agua hacia el subsuelo; b) el aumento de la compactación de la capa superficial del suelo por el tráfico de maquinaria durante las labores agrícolas (Raghavan *et al.*, 1990; Campbell y O'Sullivan, 1991); c) la formación de capas subsuperficiales compactadas, denominadas suelas de labor, que pueden suponer una fuerte limitación para el desarrollo radicular (Ehlers *et al.*, 1980) y, al

comportarse como capas de permeabilidad limitada, provocan una discontinuidad hidráulica en el perfil del suelo y dificultan la penetración del agua, limitando la capacidad de almacenamiento de éste; d) el aumento de la evaporación directa en la superficie del suelo, ya que el aumento de la rugosidad supone un ascenso de la superficie efectiva de evaporación.

Respecto al abandono de los cultivos, la pérdida progresiva de homogeneidad de la superficie tras el abandono es acompañada de una revegetación espontánea, el esponjamiento del suelo y la formación de macroporos por bioturbación, etc., lo que suelo suponer un aumento también progresivo de la capacidad de infiltración (por ej. Cerdà 1995).

A continuación se estudia la evolución temporal de la respuesta hidrológica del suelo después de las prácticas de laboreo. Para ello, a partir de los datos registrados en las parcelas con prácticas de mínimo laboreo y laboreo convencional durante la serie 1993/94 – 2009/10, se analiza la relación entre las variables “*probabilidad de ocurrencia de escorrentía (%)*”, representativa de la respuesta hidrológica del suelo, y “*tiempo transcurrido desde la realización de la última labor*” (número de días). Para evitar la interacción del factor cobertura, que aumenta a medida que pasan los días desde el laboreo y reduce progresivamente la probabilidad de ocurrencia de escorrentía (ver apartado 6 del presente capítulo), se seleccionaron para este análisis los datos correspondientes a las parcelas con más del 80% de suelo desnudo (%SD).

Por otro lado, en base a los resultados obtenidos, se analiza la relación entre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía y el porcentaje de recubrimiento del suelo teniendo en cuenta la interacción del efecto del laboreo.

Los análisis se realizan de forma independiente para el escenario de Temporal (apdo. 5.9.1) y para los episodios de Moderada y Alta Intensidad (apdo. 5.9.2.).

5.9.1. Análisis de los episodios de Temporal

Para analizar la evolución de la respuesta hidrológica del suelo después del laboreo, se presenta en figura 73 la probabilidad de ocurrencia de escorrentía en un determinado episodio de lluvia (%) en función del tiempo transcurrido desde la realización de las labores (número de días). Como se puede observar en la figura, los episodios que se producen inmediatamente después del laboreo (<10 días) presentan la probabilidad de ocurrencia de escorrentía más reducida (39%) como consecuencia de la elevada capacidad de infiltración que poseen los suelos recién labrados. Si bien, a medida que transcurren los días, los efectos positivos de la labranza sobre la capacidad de infiltración del suelo se van reduciendo y el porcentaje de episodios con escorrentía se incrementa, hasta llegar un momento en el que estos efectos desaparecen completamente y la probabilidad de generación de escorrentía se mantiene constante en torno al 80% a pesar del paso del tiempo.

Por tanto, existe un valor umbral que determina la duración máxima del periodo de tiempo durante el cual la respuesta hidrológica del suelo refleja los efectos directos del laboreo. Para establecer este umbral se realizó un análisis de regresión segmentada empleando el software *SegReg* (Oosterbaan, 2002). A partir de los resultados de dicho análisis se puede concluir que, en condiciones de Temporal, en la evolución de la respuesta hidrológica del suelo después del laboreo se diferencian dos fases, tal y como muestra la figura 74.

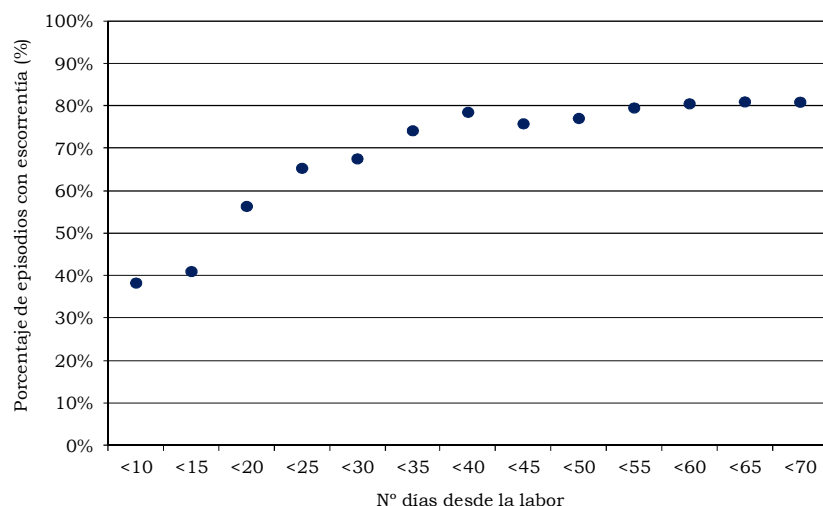


Figura 73. Porcentaje de episodios con escorrentía (%) en las parcelas con más de un 80% de suelo desnudo en función del tiempo transcurrido desde la realización de las labores (número de días) para la situación de Temporal.

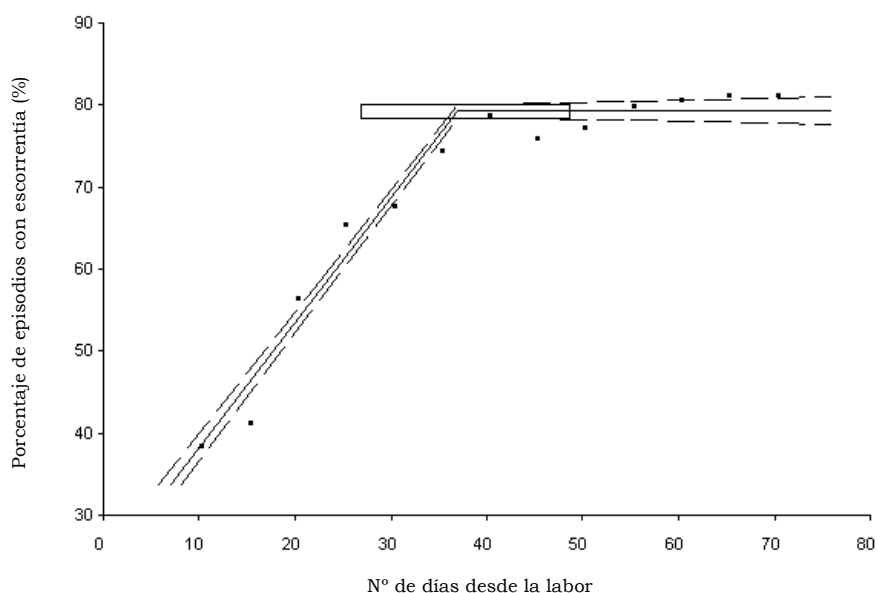


Figura 74. Análisis de regresión segmentada entre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía (%) y el número de días transcurridos desde la realización de la labor en la situación de Temporal. Se muestran los intervalos de confianza (90%) para la recta de regresión y para el punto de quiebra de la recta (*breakpoint*), que se sitúa en 37 días.

Durante la primera fase, que corresponde a los 37 días posteriores a la realización de la labranza, el suelo refleja los efectos positivos del laboreo. Si bien, dentro de este periodo, estos efectos se van reduciendo progresivamente ya que la capa superficial del suelo, que presentaba una elevada porosidad y rugosidad inicial como consecuencia directa del laboreo, se va asentando y va disminuyendo progresivamente su capacidad de infiltración. A la vez, la acción del agua de lluvia va produciendo el sellado de la superficie, que también contribuye a la disminución de la capacidad de infiltración.

Como resultado de estos procesos, la reducida probabilidad de ocurrencia de escorrentía que se registra en el momento posterior al laboreo va aumentando con el transcurso de los días, de manera que ambas variables se ajustan durante este periodo de 37 días a un modelo de regresión lineal positivo, como se puede observar en la figura 74.

La segunda fase se inicia cuando, a partir de los 38 días desde la realización de las labores, dejan de apreciarse los efectos positivos del laboreo sobre la capacidad de infiltración del suelo. Como muestra la figura 74, a partir de este momento los días transcurridos desde la realización de las labores no influyen sobre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía, y el porcentaje de episodios con escorrentía se mantiene constante en torno al 80% independientemente del periodo de tiempo transcurrido desde la labranza.

Con el objeto de analizar el efecto sobre la respuesta hidrológica de la interacción del recubrimiento del suelo y el tiempo desde la labranza, la figura 75 muestra la probabilidad de ocurrencia de escorrentía respecto a las clases de recubrimiento (eje x), diferenciando las dos series de datos superior e inferior respecto al umbral de 37 días desde la labranza. Cabe destacar que la serie de datos de labranza reciente (<37 días) tan sólo presenta recubrimientos superiores al 80% de suelo desnudo.

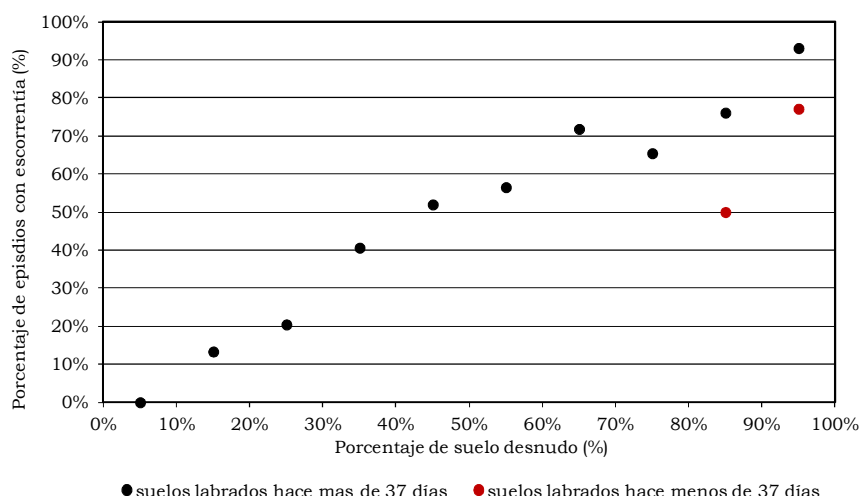


Figura 75. Porcentaje de episodios con ocurrencia de escorrentía en función del porcentaje de suelo desnudo (intervalos de 10%) y del tiempo transcurrido desde la realización de la última labor: serie suelos labrados hace más de 37 días y serie suelos labrados hace menos de 37 días.

La figura muestra que para recubrimientos similares con valores superiores al 80% de la superficie con suelo desnudo, la probabilidad de ocurrencia de escorrentía es siempre inferior si el suelo ha sido labrado recientemente. Se observa claramente que durante los 37 días posteriores al laboreo, el suelo muestra un incremento en su capacidad de infiltración que se traduce en la reducción significativa del porcentaje de episodios con escorrentía. Así, dentro de la clase correspondiente a los suelos con un 80-90% de suelo desnudo, los labrados hace más de 37 días presentan una probabilidad de ocurrencia de escorrentía del 77%, mientras que en los suelos labrados hace menos de 37 días esta probabilidad desciende al 50%, lo que supone una reducción del 27%. Respecto a la clase con un 90-100% de suelo desnudo, esta reducción es del 15%, al pasar de un porcentaje de episodios con escorrentía del 93% para los suelos labrados en un periodo superior a 37 días al 77% para los labrados en un periodo inferior.

5.9.2. Análisis de los episodios de Moderada y Alta Intensidad

En la figura 76 se representa la relación entre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía en un determinado episodio de lluvia y el tiempo transcurrido desde la realización de las labores. Como se puede apreciar, en la figura se diferencian dos series de datos en función de la intensidad de lluvia máxima en treinta minutos I_{30} que alcanza el episodio, ya que, como se mostró en apartados anteriores, en estos episodios el factor I_{30} ejerce una influencia significativa sobre la respuesta hidrológica del suelo.

Por un lado, los resultados no muestran interacción entre los efectos del laboreo y la respuesta hidrológica del suelo en los episodios de lluvia con una I_{30} superior a 17 mm h^{-1} , ya que en el 100% de los episodios con una I_{30} por encima de este umbral se registró escorrentía (fig. 76). Independientemente del periodo transcurrido desde la realización de las labores, durante estos episodios la elevada energía de la lluvia produce el sellado de la superficie, que da lugar a una drástica reducción de la capacidad de infiltración y a la generación de escorrentía.

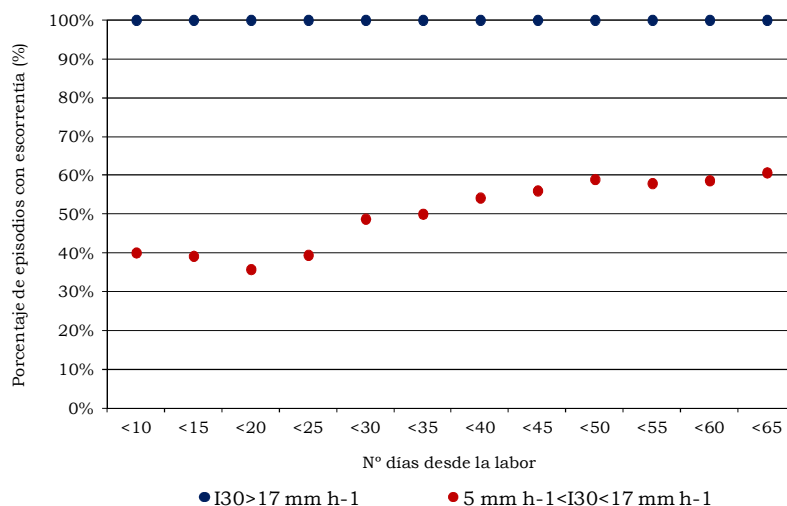


Figura 76. Porcentaje de episodios con escorrentía (%) en las parcelas con más de un 80% de suelo desnudo en función del tiempo transcurrido desde la realización de las labores (número de días) y de la intensidad de lluvia máxima en treinta minutos I_{30} que alcanza el episodio: serie $I_{30} > 17 \text{ mm h}^{-1}$ y serie $(5 \text{ mm h}^{-1} < I_{30} < 17 \text{ mm h}^{-1})$.

En el resto de episodios de menor intensidad ($I_{30} < 17 \text{ mm h}^{-1}$) si se observa una relación entre la ocurrencia de escorrentía y el número de días transcurridos desde el laboreo, que coincide con la tendencia observada en el apartado anterior. Como se puede apreciar en la figura 76, el porcentaje de episodios con escorrentía es mínimo durante los 25 días posteriores a la labranza (en torno al 40%), reflejando el incremento inicial de la capacidad de infiltración que supone el laboreo, el porcentaje aumenta progresivamente hasta los 50 días aproximadamente, señalando que los efectos del laboreo van desapareciendo, y se mantiene en torno al 60% para periodos superiores, indicando que los efectos del laboreo son ya inapreciables en la respuesta hidrológica del suelo.

Realizando un análisis de regresión segmentada con el software *SegReg* (Oosterbaan, 2002), se puede concretar que el periodo durante el cual la respuesta hidrológica del suelo está influida por los efectos beneficiosos del laboreo se extiende hasta los 46 días desde la realización de la labranza. Durante este periodo, la probabilidad de ocurrencia de escorrentía aumenta de forma lineal conforme se amplía el periodo desde el laboreo (fig. 77). Mientras que una vez superado este valor, los efectos del laboreo desaparecen, y el

porcentaje de episodios con escorrentía se mantiene constante con independencia del paso del tiempo.

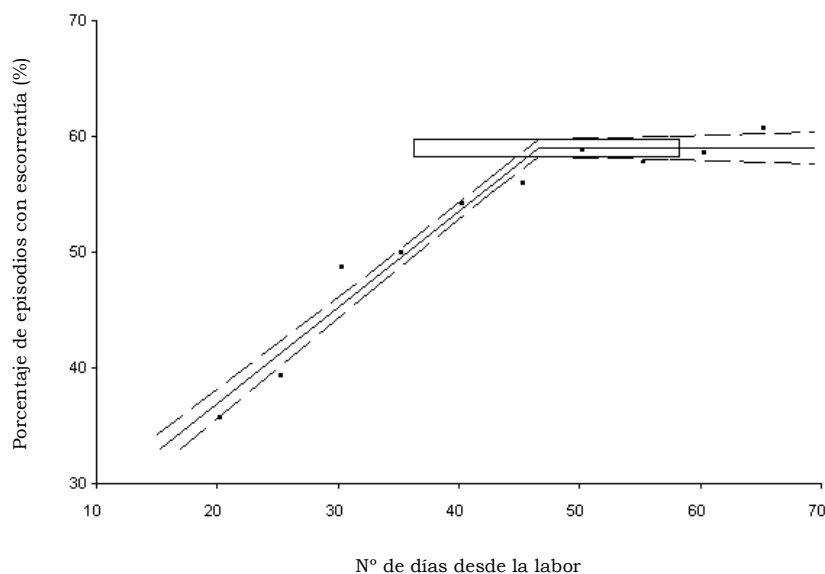


Figura 77. Análisis de regresión segmentada entre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía (%) y el número de días transcurridos desde la realización de la labor en los episodios de moderada y alta intensidad EMAI. Se muestran los intervalos de confianza (90%) para la recta de regresión y para el punto de quiebra de la recta (*breakpoint*), que se sitúa en 46 días.

Para analizar el efecto sobre la respuesta hidrológica de la interacción del recubrimiento del suelo y el tiempo desde la labranza, la figura 78 muestra la probabilidad de ocurrencia de escorrentía respecto a las clases de recubrimiento (eje x), diferenciando las tres series de datos anteriormente descritas: (a) episodios de elevada intensidad de lluvia ($I_{30} > 17 \text{ mm h}^{-1}$), y episodios de moderada intensidad ($5 \text{ mm h}^{-1} < I_{30} < 17 \text{ mm h}^{-1}$) sobre suelos con (b) labores recientes (< 46 días) y c) labores realizadas a más de 46 días.

Tal como se había indicado anteriormente, en los episodios de elevada intensidad ($I_{30} > 17 \text{ mm h}^{-1}$) y un porcentaje de suelo desnudo superior al 80%, siempre tiene lugar la producción de escorrentía con independencia de la distancia de la labranza. Sin embargo, en el resto de episodios de moderada intensidad ($5 \text{ mm h}^{-1} < I_{30} < 17 \text{ mm h}^{-1}$) los resultados muestran un fuerte efecto de la interacción recubrimiento y el tiempo transcurrido desde la labranza. La figura 78 muestra que para recubrimientos similares con valores superiores al 80% de la superficie con suelo desnudo, la probabilidad de ocurrencia de escorrentía es siempre inferior si el suelo ha sido labrado a distancias inferiores a 46 días. Así, dentro de la clase correspondiente a los suelos con un 80-90% de suelo desnudo, los labrados hace más de 46 días presentan una probabilidad de ocurrencia de escorrentía del 77%, mientras que en los suelos labrados hace menos de 46 días esa probabilidad desciende al 50%, lo que supone una reducción del 27%. Respecto a la clase con un 90-100% de suelo desnudo, esta reducción es del 15%, al pasar de un porcentaje de episodios con escorrentía del 93% para los suelos labrados en un periodo superior a 46 días al 73% para los labrados en un periodo inferior.

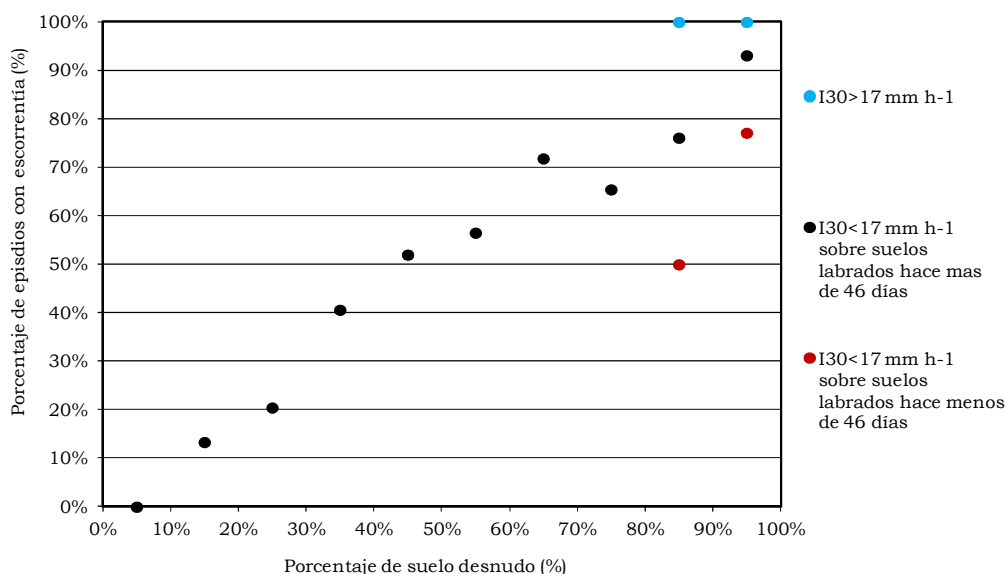


Figura 78. Porcentaje de episodios con ocurrencia de escorrentía en función del porcentaje de suelo desnudo (intervalos de 10%). En los suelos con SD > 80% se diferencian tres series de datos en función de la intensidad de lluvia máxima en treinta minutos I_{30} que alcanza el episodio y del número de días transcurrido desde la realización de las labores: a) episodios de elevada intensidad de lluvia ($I_{30} > 17 \text{ mm h}^{-1}$), b) episodios de moderada intensidad ($I_{30} < 17 \text{ mm h}^{-1}$) sobre suelos con labores recientes (< 46 días), c) episodios de moderada intensidad ($I_{30} < 17 \text{ mm h}^{-1}$) sobre suelos con labores realizadas hace más de 46 días.

5.10. CONCLUSIONES

En primer lugar, cabe destacar que las parcelas experimentales de erosión, como las descritas en este trabajo, han resultado una herramienta muy útil para evaluar y comparar las respuestas hidrológicas y erosivas de diferentes modelos de manejo agrícola.

La serie de datos obtenida en el periodo experimental 1993/94 a 2009/10 dispone de 158 datos de producción de escorrentía y sedimentos por parcela y campaña agrícola y 8172 datos de producción de escorrentía y sedimentos por parcela y episodio de lluvia.

5.10.1. Influencia del manejo del suelo sobre las producciones de escorrentía y sedimentos

- Los resultados obtenidos durante el periodo experimental 1993/94-2009/10 han puesto de manifiesto que el manejo agrícola del suelo ejerce una fuerte influencia en su respuesta hidrológica y erosiva.
- Las tasas de escorrentía y erosión obtenidas mostraron una tremenda variabilidad temporal, que resalta la importancia de disponer de largas series temporales de datos para obtener conclusiones correctas sobre los efectos de los manejos y las prácticas agrícolas sobre la respuesta del suelo.
- Las prácticas de no laboreo (NL) modificaron significativamente la respuesta del suelo después de tres campañas consecutivas de aplicación, tras las que se redujeron de forma drástica las producciones de escorrentía y sedimentos respecto a las prácticas de laboreo convencional (LC). En el caso del abandono de tierras agrícolas (AB), las tasas de escorrentía y erosión fueron nulas transcurridas dos campañas sin intervención.

- De los tres modelos de prácticas agrícolas analizados (laboreo convencional, mínimo laboreo y no laboreo), los que incluyen prácticas de laboreo convencional presentaron el mayor número de episodios con generación de escorrentía, así como las mayores producciones de escorrentía y sedimentos. Especialmente el barbecho blanco resultó el manejo más desfavorable. Por el contrario, los modelos con prácticas de no laboreo registraron el menor número de episodios con escorrentía más reducido y unas producciones de escorrentía y sedimentos extremadamente reducidas.
- Por otro lado, no se obtuvieron relaciones significativas entre la precipitación anual y las tasas anuales de escorrentía y erosión. Esta falta de correspondencia señala la necesidad de recurrir a la distribución temporal de las precipitaciones y a su energía para encontrar esta relación e indica que los volúmenes totales anuales de precipitación no presentan por si mismos ninguna capacidad predictiva sobre las tasas de escorrentía y erosión.

En el capítulo 10 se realiza una discusión general sobre la influencia del manejo agrícola en los procesos de erosión hídrica en el que se ampliarán las conclusiones obtenidas en este apartado.

5.10.2. Influencia de la humedad antecedente y de la precipitación acumulada en la generación de escorrentía

- A partir de los datos registrados en las parcelas durante el periodo experimental se observó una relación directa entre la precipitación acumulada por episodio de lluvia y la generación de escorrentía superficial. Con independencia de otros factores, los episodios de lluvia con una precipitación superior a 20 mm generaron escorrentía en más del 85% de las ocasiones.
- Por otro lado, se detectó una gran dependencia entre la respuesta hidrológica del suelo y su estado de humedad antecedente, existiendo una fuerte relación positiva entre la generación de escorrentía y el estado de la reserva de agua del suelo. Esta relación señala la importancia de considerar la humedad antecedente del suelo a la hora de evaluar el potencial generador de escorrentía de una determinada precipitación.

5.10.3. Influencia de la intensidad de lluvia en la generación de escorrentía

Los resultados obtenidos reflejaron la gran influencia que ejerce la intensidad de lluvia en los procesos generadores de escorrentía, y que esa influencia es mayor cuanto menor es la precipitación total del episodio. Así, se obtuvo que en episodios de más de 20 mm de precipitación acumulada, la ocurrencia de escorrentía superó el 80% de los casos con independencia de la intensidad máxima en 30 minutos (I_{30}); mientras que en episodios de menor precipitación, la probabilidad de ocurrencia de escorrentía aumentó con la intensidad I_{30} .

5.10.4. Variabilidad temporal de la producción de escorrentía. Escenarios de alta erosividad

- La producción de escorrentía no siguió una distribución temporal regular a lo largo de los episodios de lluvia del periodo analizado, sino que tuvo lugar en un número muy escaso de episodios de lluvia.

- Se identificaron dos escenarios meteorológicos de alta erosividad que reúnen las condiciones propicias para la activación de los procesos de erosión hídrica y concentran la mayor parte de los episodios con generación de escorrentía y erosión registrados en el periodo experimental. Estos escenarios de alta erosividad fueron definidos en relación a tres variables: a) Reserva antecedente de agua en el suelo R_a (mm); b) Precipitación excedente P_e (mm), volumen de precipitación cuando el suelo está saturado ($R=100$ mm); C) Intensidad I_{30} (mm h^{-1}) del episodio.
- El primero, denominado situación de Temporal, definido por las variables $R_a > 70$ mm y $P_e > 0$, corresponde a precipitaciones de carácter ciclónico propias de las estaciones invernales, en las que se encadenan varios episodios de lluvia consecutivos, normalmente de intensidad baja o moderada. En estas situaciones el perfil del suelo se satura y las tasas de infiltración se reducen drásticamente, de manera que cualquier precipitación es suficiente para generar altas tasas de escorrentía y erosión.
- El segundo escenario, definido por la variable $I_{30} > 5 \text{ mm h}^{-1}$, es característico de la estación seca y responde a episodios de lluvia de moderada y alta intensidad (EMAI), generalmente asociadas a células convectivas de desarrollo vertical. Las elevadas tasas de escorrentía y sedimentos se deben en este caso a que la intensidad de lluvia supera la capacidad de infiltración de la capa superficial del suelo.
- El escenario de Temporal, que supone el 19% de los episodios registrados en el periodo experimental y el 33.3% de la precipitación total, concentró el 66.3% de la producción total de escorrentía y el 63.9% de la producción total de sedimentos. Los EMAI, que representan el 33% de los episodios y el 35% de la precipitación total, acumularon el 31.8% de la producción de escorrentía y el 34.5% de la de sedimentos. Estas cifras sugieren que las precipitaciones en ambas situaciones presentan un alto grado de efectividad para producir escorrentía y sedimentos, especialmente en el caso del Temporal.
- Se evaluó la erosividad de ambos escenarios mediante el factor R, detectándose una falta de correspondencia entre el potencial erosivo expresado por este factor y las tasas de escorrentía y erosión registradas en ambos escenarios.
- Durante la fase experimental, en los dos escenarios tuvieron lugar sendos “episodios erosivos extremos” que generaron las máximas producciones de escorrentía y sedimentos. En el caso de “episodio extremo” de Temporal, con una precipitación total de 171 mm acumulada en 5 días, en una sola parcela se registró una producción de escorrentía equivalente al 17% de las pérdidas totales registradas durante toda la serie experimental y una tasa de erosión que corresponde al 34.8% de las pérdidas totales de suelo de la serie. Por su parte, en el “episodio erosivo extremo” de alta intensidad ($P=43$ mm, $I_{30}=81.4 \text{ mm h}^{-1}$ y periodo de retorno de 50 años) en una parcela se registró el 3.4% de la producción total de escorrentía del periodo de experimentación y el 9.5% de la pérdida total de suelo.

En los dos casos, la lluvia mostró una tremenda acción erosiva y capacidad de transporte de sedimentos, triplicado las tasas medias de concentración de sedimentos en el agua de escorrentía.

- Los modelos con prácticas de NL y AB mostraron la máxima eficacia en la conservación de agua y suelo en los “episodios extremos”, con tasas de escorrentía y erosión nulas o muy reducidas. Por el contrario, los manejos con LC, especialmente el BBLC, resultaron los más desfavorables.

- Los resultados obtenidos confirman que en el secano mediterráneo los procesos de erosión hídrica se concentran en episodios singulares de lluvia y ponen de manifiesto el papel predominante que juegan estos episodios en la degradación de los suelos agrícolas. Lo que implica la necesidad de realizar periodos de observación muy extensos para obtener series de datos representativas.

5.10.5. Influencia de la cobertura en la generación y producción de escorrentía y sedimentos

- Durante toda la fase experimental no se registró ningún episodio de lluvia con escorrentía en las parcelas que presentaban en el momento de la precipitación un porcentaje de suelo desnudo (%SD) inferior al 10%, lo que supone que las tasas de infiltración fueron del 100%.
- Los resultados de los análisis efectuados a partir del conjunto de episodios de lluvia señalaron una fuerte relación lineal positiva entre la probabilidad de generación de escorrentía en un episodio y el %SD, así como entre el volumen de escorrentía generado y el %SD. La probabilidad de generación de escorrentía se cuadruplicó y el volumen de escorrentía generado se multiplicó por 15 al comparar suelos prácticamente cubiertos ($10 < \%SD < 20$) con suelos con una cobertura inferior al 10% ($\%SD > 90$).

Respecto a las tasa de erosión, el mejor ajuste erosión-%SD correspondió a un modelo exponencial, en el que se observó un umbral en torno al 75%SD a partir del cual la producción de sedimentos se incrementa de forma significativa.

- Los análisis realizados para la situación de Temporal también indicaron una relación lineal positiva significativa entre la probabilidad de generación de escorrentía en un episodio y el %SD. Los correspondientes a las tasas de escorrentía mostraron la existencia de una relación de tipo exponencial entre el volumen de escorrentía generado y el %SD. Dentro de ésta, se detectó un valor umbral de %SD situado en el 90% que modifica sustancialmente la respuesta hidrológica del suelo, y a partir del cual, las producciones de escorrentía crecen considerablemente con pequeños incrementos de %SD.

Los análisis relativos a las tasas de erosión también reflejaron una relación exponencial entre la producción de sedimentos y el %SD. En este caso, mediante un análisis de regresión segmentada se identificó un valor umbral situado en el 68%SD que diferencia dos tipos de respuestas erosivas: suelos con un $\%SD < 68\%$ presentan producciones de sedimento constantes y moderadas, mientras que cuando se supera dicho umbral, las pérdidas de suelo aumentan rápidamente de forma lineal, de manera que, en suelos completamente descubiertos, las tasas de erosión se multiplican por 10.

- Para el conjunto de episodios de moderada y alta intensidad (EMAI) se obtuvo igualmente una relación lineal positiva significativa entre la probabilidad de generación de escorrentía en un episodio y el %SD. No obstante, la intensidad de lluvia desempeña en este escenario un papel fundamental que afecta a la relación anterior (siempre $SD\% > 10\%$, ya que para valores inferiores no se registró ningún episodio con escorrentía en el periodo experimental). Se identificó un valor umbral de I_{30} (17 mm h^{-1}) por encima del cual, en los suelos con una cobertura inferior al 30% ($\%SD > 70\%$), la probabilidad de generación de escorrentía es del 100%.
- Del análisis de los EMAI que tuvieron lugar sobre un suelo seco se concluyó, al igual que en los casos anteriores, que existe una relación lineal positiva significativa entre la probabilidad de generación de escorrentía en un episodio y el %SD. En el caso de la

producción de escorrentía, los análisis realizados indicaron que el volumen de escorrentía generada en esta situación crece a medida que aumenta el %SD siguiendo una tendencia exponencial. Dentro de esta tendencia se determinó un umbral en torno al 90%SD que determina un cambio en la respuesta hidrológica del suelo, a partir del cual, se dispara la producción de escorrentía con cada incremento de %SD. La producción de sedimentos mostró un aumento lineal con el incremento de %SD.

- En los EMAI que ocurrieron sobre suelos de humedad intermedia se obtuvo una relación lineal positiva significativa entre la probabilidad de generación de escorrentía en un episodio y el %SD. El mismo tipo de tendencia se observó en las producciones de escorrentía y sedimentos, de manera que ambas se incrementaron progresivamente al aumentar el %SD.

En resumen, el efecto de la cobertura del suelo como factor determinante de su respuesta hidrológica y erosiva ha quedado patente a partir de los resultados obtenidos en las parcelas experimentales durante el periodo de estudio. Por un lado, los resultados reflejaron que existe una clara dependencia entre la probabilidad de que un episodio de lluvia genere escorrentía y el grado de recubrimiento del suelo en el momento del episodio (%SD), con independencia de las características de las precipitaciones y del estado de humedad antecedente del suelo. En todos los escenarios evaluados esta relación fue lineal y positiva. Por otro lado, los resultados revelaron en todos los escenarios un incremento significativo en las tasas de escorrentía y erosión conforme aumenta el %SD. Por tanto, el recubrimiento del suelo constituye un elemento fundamental a la hora de controlar tanto la producción de escorrentía superficial como la pérdida de suelo por erosión hídrica.

5.10.6. Influencia del laboreo en la generación de escorrentía y sedimentos

- Los datos registrados en las parcelas experimentales con prácticas de laboreo permitieron observar que las transformaciones de las propiedades del suelo generadas por la labranza influyen considerablemente en su respuesta hidrológica y erosiva, y que esta influencia tiene un marcado carácter transitorio.
- El tiempo transcurrido desde la labranza influyó de forma significativa sobre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía, tanto en episodios de lluvia de situaciones de Temporal como en episodios de Moderada y Alta Intensidad (EMAI). En ambos casos, esta probabilidad aumenta conforme se incrementa el tiempo desde la labranza, hasta llegar a un tiempo umbral, a partir del cual la probabilidad se mantiene constante en torno a un valor máximo.
- Se observaron diferencias significativas entre ambos escenarios respecto, tanto al valor umbral de tiempo necesario para que los efectos de la labranza no influyan sobre la generación de escorrentía, como sobre el porcentaje máximo de ocurrencia de escorrentía que se alcanza en los dos casos. En los episodios de Temporal el umbral de tiempo fue de 37 días desde la labranza y el porcentaje máximo de aproximadamente el 80%.

Los EMAI presentaron dos tendencias: en los episodios de moderada intensidad el umbral ascendió a 46 días y el porcentaje máximo de episodios con escorrentía se situó en torno al 60%; sin embargo, en los episodios de elevada intensidad ($I_{30} > 17 \text{ mm h}^{-1}$), el 100% de los episodios de lluvia produjeron escorrentía con independencia del tiempo transcurrido desde la labranza.

**6. ESTUDIO DE LAS RESPUESTAS
HIDROLÓGICA Y EROSIVA DE
DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS
EN MICROPARCELAS**

El presente capítulo se dedica a la exposición y análisis de los resultados obtenidos en las microparcels de erosión instaladas en el campo experimental de La Higuera en el periodo 2003/04 a 2010/11. La descripción de las microparcels y los manejos agrícolas aplicados se desarrolla en el apartado 6.1. En el apartado 6.2, se exponen los resultados obtenidos en las distintas campañas agrícolas (2003/04 a 2010/11) en relación con las respuestas hidrológicas y erosivas registradas en las microparcels: episodios de lluvia con generación de escorrentía, coeficientes de escorrentía y tasas de erosión.

A continuación, se analizan estas respuestas en función de dos factores: el manejo del suelo (apdo. 6.3) y del tipo de suelo (apdo. 6.4) y se estudia la interacción entre ambos (apdo. 6.5). Por último, se incluyen en el apartado 6.6 las principales conclusiones sobre los diferentes aspectos tratados a lo largo del capítulo.

6.1. MATERIAL Y MÉTODOS

Como en el caso de las parcelas tipo USLE, la experimentación realizada en La Higuera con microparcels de erosión ha sufrido varios cambios a lo largo del tiempo en lo referente al número de microparcels monitorizadas y los sistemas de manejo del suelo aplicados como tratamientos. Sin embargo, durante toda la fase experimental se han mantenido constantes los equipamientos usados, así como las técnicas y procedimientos de campo aplicados para el control de las producciones de escorrentía y sedimentos y la evolución del recubrimiento del suelo.

Las primeras 18 microparcels de erosión se instalaron en el campo experimental de la finca La Higuera en febrero de 2004. Más tarde, en octubre de 2005, se amplió el número de microparcels con la instalación de 6 unidades más. Las 24 microparcels siguen activas en la actualidad, no obstante, el presente trabajo analiza los datos obtenidos hasta septiembre de 2011, disponiendo por lo tanto, de datos de 7 campañas agrícolas completas (campañas 2004/05 a 2010/11) y una parcial (campaña 2003/04).

La microparcels se encuentran dispuestas en la ladera experimental en filas de 6 en el sentido de la pendiente (fotos 1 y 2). Como se expuso en el capítulo 3 (fig. 8), el suelo en esta ladera presenta un fuerte gradiente textural en este sentido, pasando de texturas franco-arenosas en la parte alta a texturas más gruesas arenoso-francas en la parte inferior.

Cada una de las microparcels tiene unas dimensiones de 0.48 m de anchura y 0.6 m de longitud, que suponen una superficie de drenaje de 0.29 m² y están delimitadas por límites de chapa metálica galvanizada clavada en el suelo unos 10 cm. A diferencia de las parcelas tipo USLE (cap. 5), en las que las planchas contiguas se encontraban solapadas para evitar los cualquier flujo de escorrentía con el exterior, las microparcels están constituidas por una única plancha metálica continua (foto 3), que además de evitar ese posible flujo, facilita en gran medida su instalación.



Fotos 1 y 2. Aspecto de las microparcels dispuestas en la ladera en filas de 6 unidades en el sentido de la pendiente.



El límite inferior de la microparcela tiene forma triangular, actuando como colector de escorrentía, y se encuentra abierto en su parte central. Un tubo flexible conectado a esta boquilla canaliza la escorrentía hacia el recipiente de muestreo y almacenamiento de 10 litros de capacidad, que se encuentra parcialmente enterrado en el suelo. La foto 3 muestra el aspecto de una de las microparcels instalada en campo.

Foto 3. Aspecto de la microparcela y del depósito de muestreo y almacenamiento.

Respecto a los manejos agrícolas, en el periodo de experimentación 2003/04 – 2010/11 se pueden diferenciar tres etapas, en las que se aplicaron un total de 5 manejos. Cada manejo se aplicó en 6 microparcels simultáneamente, de manera que cada fila en el sentido de la pendiente corresponde a un manejo (fotos 1 y 2). La distribución de éstos en las distintas campañas fue la siguiente (tabla 1):

- Campañas 2003/04 y 2004/05 (18 microparcels dispuestas en 3 filas): cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML), cultivo de cebada con prácticas de laboreo convencional (CLC) y barbecho blanco (BB).
- Campañas 2005/06, 2006/07 y 2007/08 (24 microparcels en 4 filas): cultivo de cebada con siembra directa o no laboreo (CNL), cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML), cultivo de cebada con prácticas de laboreo convencional (CLC) y barbecho blanco (BB).
- Campañas 2008/09, 2009/10 y 2010/11 (24 microparcels en 4 filas): cultivo de cebada con siembra directa o no laboreo (CNL), cultivo de cebada con prácticas de mínimo

laboreo (CML), barbecho blanco (BB) y simulación de retirada de tierras de la producción o abandono (AB).

| Campaña agrícola | Número de filas (6 microparcels/fila) | CNL | CML | CLC | BB | AB |
|------------------------|---------------------------------------|-----|-----|-----|----|----|
| 2003/04 ⁽¹⁾ | 3 | | X | X | X | |
| 2004/05 | 3 | | X | X | X | |
| 2005/06 | 4 | X | X | X | X | |
| 2006/07 | 4 | X | X | X | X | |
| 2007/08 | 4 | X | X | X | X | |
| 2008/09 | 4 | X | X | | X | X |
| 2009/10 | 4 | X | X | | X | X |
| 2010/11 | 4 | X | X | | X | X |

(1) las microparcels se instalaron en febrero del 2004

Tabla 1. Distribución de los manejos agrícolas en las microparcels durante el periodo experimental (2003/04-2010/11): cultivo de cebada con siembra directa o no laboreo (CNL), cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML), cultivo de cebada con prácticas de laboreo convencional (CLC) barbecho blanco (BB) y simulación de retirada de tierras de la producción o abandono (AB).

La descripción detallada de cada uno de estos manejos se encuentra en el apartado 5.2.2 del capítulo 5. Las fotos 4a a 4e muestran imágenes de los 5 modelos de manejo tomadas en el mes de mayo de los años 2004 (CLC) y 2009 (CNL, CML, BB y AB). Cabe destacar que los manejos CML y BBLC han sido aplicados en 8 campañas agrícolas consecutivas, disponiendo por tanto de una serie temporal de datos especialmente robusta para ambos manejos.

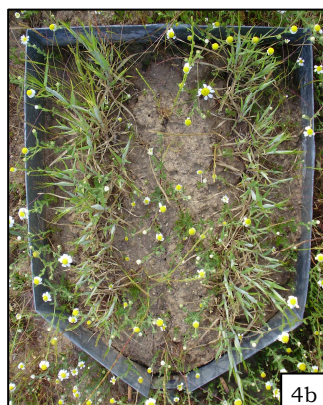
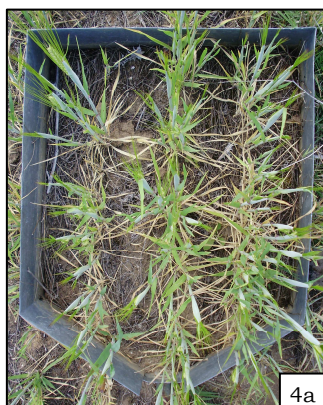


Foto 4a. Cultivo de cebada con prácticas de no laboreo (CNL). Mayo de 2009.

Foto 4b. Cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML). Mayo de 2009.

Foto 4c. Cultivo de cebada con prácticas de laboreo convencional (CLC). Mayo de 2004.

Foto 4d. Barbecho blanco con prácticas (BB). Mayo de 2009.

Foto 4e. Simulación de abandono (AB). Mayo de 2009.

Las microparcels son revisadas después de cada episodio de lluvia. El volumen de escorrentía se cuantifica directamente en campo con una probeta y para la determinación de la producción de sedimentos se toma una muestra de agua, previamente agitada durante el tiempo suficiente para que el contenido de sedimentos sea homogéneo. Posteriormente en el laboratorio, mediante la diferencia de peso entre la muestra de escorrentía y el peso de la misma una vez eliminada el agua por secado en estufa, se obtiene el valor de la concentración de sedimentos en g l^{-1} .

Por otro lado, el porcentaje de cobertura vegetal del suelo se cuantifica cada dos semanas. Para ello, se toma una fotografía vertical de la microparcels, sobre la que posteriormente se superpone una plantilla cuadrículada y se realiza el conteo de cuadrículas que permite obtener los porcentajes de suelo desnudo y vegetación.

La influencia de los factores manejo y tipo de suelo sobre las producciones de escorrentía y sedimentos registradas en las microparcels, así como sus interacciones, se han realizado mediante los modelos estadísticos Análisis de la Varianza o ANOVA (*Analysis of variance*) y Análisis de la Covarianza o ANCOVA (*Analysis of covariance*). Los modelos factoriales de análisis de la varianza (ANOVA multifactorial) sirven para evaluar el efecto individual y conjunto de dos o más factores (variables independientes categóricas) sobre una variable dependiente cuantitativa. Por su parte, el análisis de Covarianza (ANCOVA) es una técnica de control estadístico que permite eliminar el efecto que ejercen una o más variables cuantitativas (covariables), no incluidas en el diseño como factores, en la variable de interés (variable dependiente). El fundamento básico del ANCOVA es un ANOVA al que a la variable dependiente se le ha eliminado el efecto predicho por las covariables mediante análisis de regresión lineal (Cea D'Ancona *et al.*, 2011). Todos los análisis fueron realizados con el programa estadístico informático IBM® SPSS® Statistics v.19 (2010).

6.2. VARIABILIDAD ANUAL DE LAS PRODUCCIONES DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS DURANTE LA FASE EXPERIMENTAL

En el siguiente apartado se presentan los resultados obtenidos en la fase experimental (2003/04-2010/11) en cuanto a: número de episodios de lluvia con generación de escorrentía (apdo. 6.2.1), pérdidas de agua por escorrentía superficial y coeficientes de escorrentía correspondientes (apdo. 6.2.2), y producciones de sedimentos registradas en las microparcels (apdo. 6.2.3), en función de los diferentes usos y manejos del suelo aplicados.

6.2.1. Episodios de lluvia con generación de escorrentía

Para el análisis de los episodios de lluvia que dieron lugar a escorrentía en las microparcels en cada campaña agrícola se han suprimido los episodios con una precipitación acumulada P inferior a un milímetro. De esta manera, se trata de eliminar la posible distorsión que éstos pudieran causar, ya que se trata de episodios muy numerosos, pero con una probabilidad prácticamente nula de generar escorrentía y ser erosivos y una influencia muy limitada en la respuesta hidrológica y erosiva del suelo. El número total de episodios durante la fase experimental fue de 365 ($P > 1 \text{ mm}$), que suponen una serie de 8046 datos microparcels/episodio.

6.2.1.1. Cultivo de cebada

a) Cultivo de cebada mediante siembra directa (CNL)

El cultivo de cebada mediante siembra directa o no laboreo (CNL) se aplicó en 6 microparcels en las campañas agrícolas 2005/06 a 2010/11, disponiendo por tanto de 6 campañas consecutivas completas. El porcentaje medio anual de episodios con escorrentía oscila entre el 0.3% (2010/11) y el 12.4% (2006/07), tal como se observa en la figura 1, siendo el valor medio para el periodo experimental del 4.8%.

La variabilidad observada entre las 6 microparcels en cada campaña es relativamente reducida, con desviaciones estándar del 5.1% (2005/06), 7.8% (2006/07), 2.9% (2007/08), 1.1% (2008/09), 3.7% (2009/10) y 0.7% (2010/11).

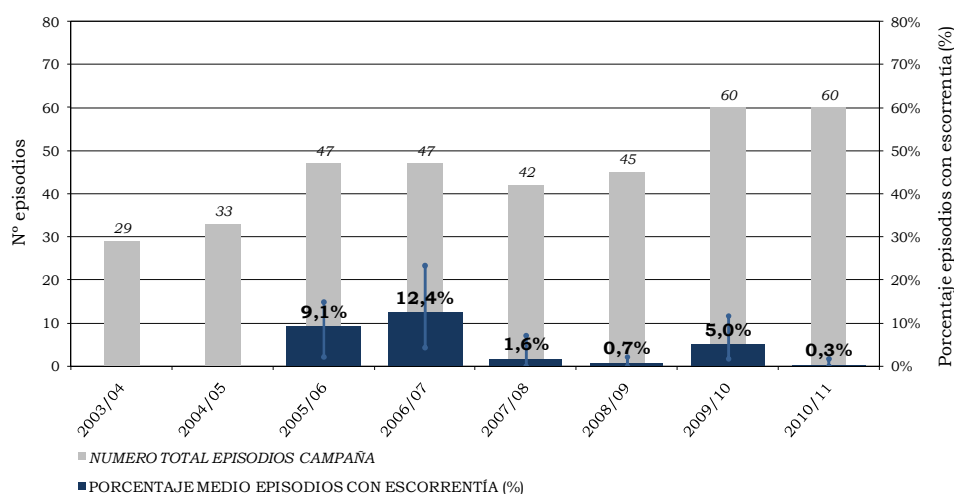


Figura 1. Episodios de lluvia con generación de escorrentía en el cultivo de cebada con no laboreo (CNL). Se indica el número total de episodios ($P > 1\text{mm}$) contabilizados en cada campaña, el porcentaje medio de éstos en el que se registró escorrentía y los máximos y mínimos registrados.

b) Cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML)

El cultivo de cebada mediante prácticas de mínimo laboreo (CML) se aplicó en 6 microparcels durante 8 campañas agrícolas consecutivas, 2003/04 a 2010/11. La figura 2 muestra el porcentaje de episodios con escorrentía medio anual, el máximo y el mínimo en cada campaña. Se observa una elevada variabilidad interanual, con el mayor porcentaje en la campaña 2006/07 (33.7%) y el mínimo en 2007/08 (3.2%). El valor medio para las 8 campañas analizadas es de 13.3% y del total de 362 episodios de lluvia, se registró escorrentía en 66, que supone el 18.2% del total.

La desviación estándar media para todas las campañas de la serie es del 3.6%, con desviaciones comprendidas entre el 5.9% (2006/07) y el 2% (2009/10).

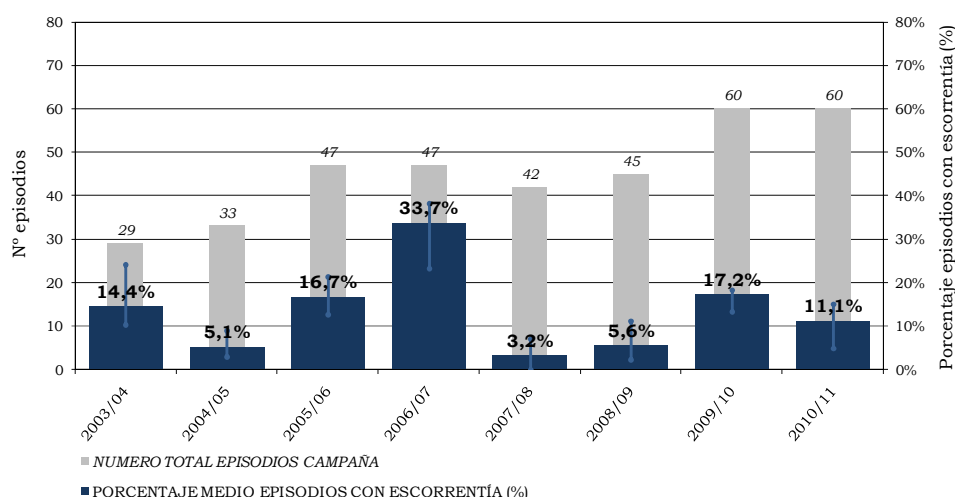


Figura 2. Episodios de lluvia con generación de escorrentía en el cultivo de cebada con mínimo laboreo (CML). Se indica el número total de episodios ($P > 1\text{mm}$) contabilizados en cada campaña, el porcentaje medio de éstos en el que se registró escorrentía y los máximos y mínimos registrados.

c) Cultivo de cebada con prácticas de laboreo convencional (CLC)

La figura 3 muestra los porcentajes de episodios con escorrentía (valores medios, máximos y mínimos) para el cultivo de cebada con prácticas de laboreo convencional (CLC). Este manejo se aplicó durante 5 campañas agrícolas consecutivas, en las campañas 2003/04 a 2007/08. Para este periodo, el porcentaje medio de episodios con escorrentía es del 14.9%, con el máximo registro en la campaña 2006/07, (27.3%) y el mínimo en la campaña 2007/08 (5.2%).

La campaña que mostró una mayor variabilidad de resultados entre las 6 microparcels fue 2006/07, con una desviación típica del 8.1%. Mientras que en la en la campaña 2004/05 todas las microparcels del manejo registraron el mismo número de episodios con escorrentía (9.1% de total), que significa una desviación estándar nula.

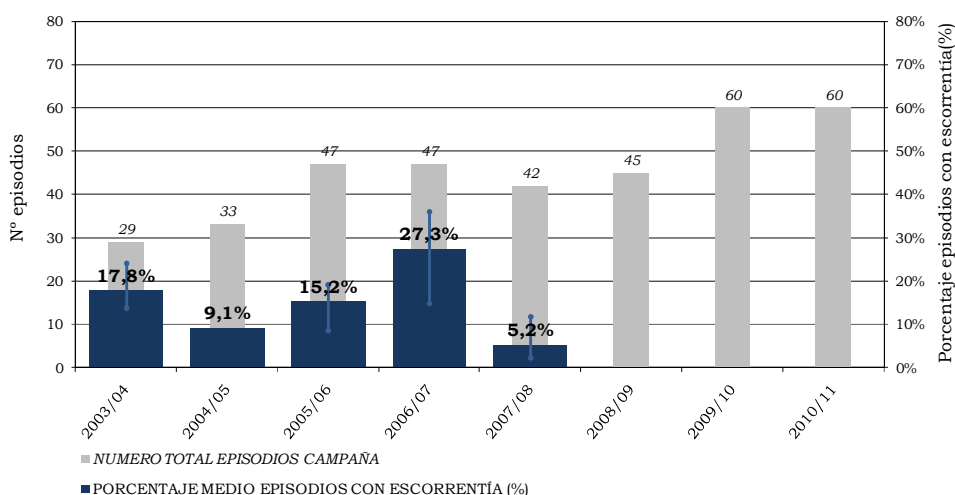


Figura 3. Episodios de lluvia con generación de escorrentía en el cultivo de cebada con laboreo convencional (CLC). Se indica el número total de episodios ($P > 1\text{mm}$) contabilizados en cada campaña, el porcentaje medio de éstos en el que se registró escorrentía y los máximos y mínimos registrados.

6.2.1.2. Barbecho blanco (BB)

El manejo de barbecho blanco (BB) se aplicó en 6 microparcels durante 8 campañas agrícolas consecutivas. De los 362 episodios de lluvia registrados durante este periodo, 71 generaron escorrentía en alguna de las microparcels con este manejo.

Como se observa en la figura 4, la variabilidad interanual del porcentaje medio de episodios con escorrentía es muy elevada. El máximo valor corresponde a la campaña 2006/07, con un porcentaje medio de episodios con escorrentía del 34%, mientras que el valor mínimo se registró en la campaña 2007/08, con un porcentaje medio del 5.2%.

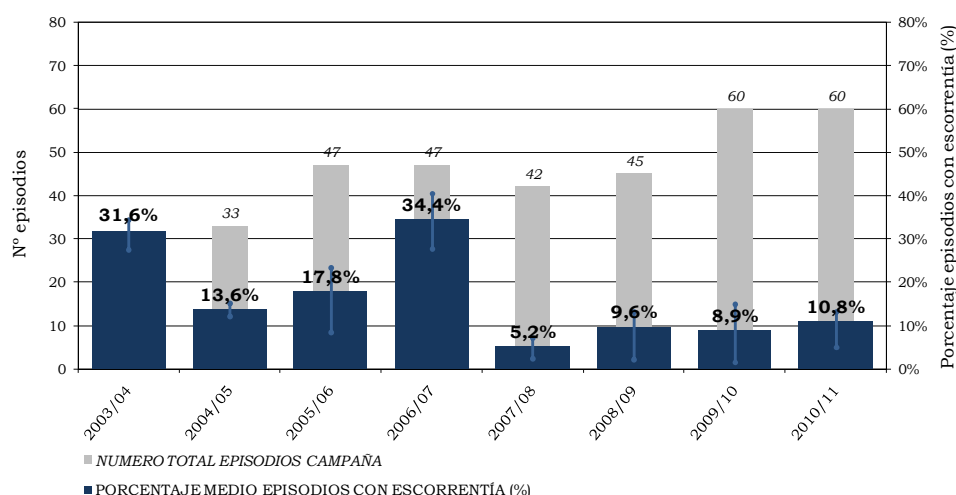


Figura 4. Episodios de lluvia con generación de escorrentía en barbecho blanco (BB). Se indica el número total de episodios ($P > 1\text{mm}$) contabilizados en cada campaña, el porcentaje medio de éstos en el que se registró escorrentía y los máximos y mínimos registrados.

6.2.1.3. Retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono (AB)

En este caso, el modelo de abandono comenzó a aplicarse en la campaña 2008/09, y aunque sólo se analizan 3 campañas agrícolas (2008/09 a 2010/11), los datos muestra una clara tendencia a la reducción en la generación de escorrentía con el tiempo (fig. 5). Así, el porcentaje medio de episodios con escorrentía desciende desde el 7.8% de la primera campaña (2008/09) hasta el 0.3% de la tercera (2010/11).

Esta reducción está ligada a la colonización y posterior desarrollo de la vegetación espontánea, que partiendo de un suelo labrado en 2008, alcanza un grado de cobertura superior al 80% a partir de la tercera campaña sin intervención.

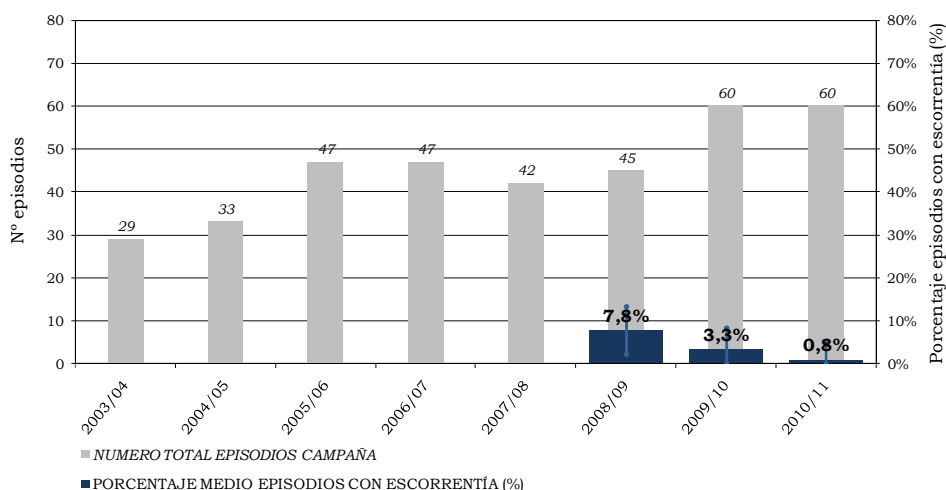


Figura 5. Episodios de lluvia con generación de escorrentía en el abandono (AB). Se indica el número total de episodios ($P > 1\text{mm}$) contabilizados en cada campaña, el porcentaje medio de éstos en el que se registró escorrentía y los máximos y mínimos registrados. **Volúmenes y coeficientes de producción de escorrentía anuales**

Los coeficientes de escorrentía (C_e , %) han sido calculados como el cociente entre la escorrentía media recogida en las 6 microparcels de cada manejo y la precipitación acumulada en la superficie de la microparcela en cada campaña. De esta manera, el C_e representa el porcentaje del volumen total del agua de lluvia que se transformó en escorrentía superficial para cada manejo. Los coeficientes complementarios de infiltración se obtendrían directamente mediante la diferencia $100 - C_e$.

6.2.2.1. Cultivo de cebada

a) Cultivo de cebada con prácticas de siembra directa (CNL)

La figura 6 representa la precipitación total acumulada para cada campaña y el C_e (%) medio, máximo y mínimo anual obtenido en las 6 microparcels con CNL. Como se puede apreciar, los coeficientes medios de escorrentía obtenidos para este manejo han sido muy reducidos. Las campañas 2007/08, 2008/09 y 2010/11 presentaron coeficientes prácticamente nulos (0.5%, 0.8% y 0.2% respectivamente) y el máximo se registró en la campaña 2006/07, si bien este valor tan sólo asciende al 3.8%. El C_e medio para las 6 campañas es del 1.4%.

Los valores anteriores indican que en este manejo, prácticamente la totalidad del agua precipitada se infiltra en el suelo.

b) Cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML)

Los C_e obtenidos en las 8 campañas agrícolas CML presentan una gran variabilidad interanual y entre las microparcels dentro de cada campaña (fig. 7). El C_e promedio para las 8 campañas es del 5.3%. Destaca la campaña 2006/07, que registró los mayores volúmenes de escorrentía del periodo, con un coeficiente medio del 13.5% para las 6 microparcels del manejo y un coeficiente máximo del 20% en una de las microparcels. En el otro extremo, el coeficiente medio de la campaña 2004/05 resultó ser el menor de la serie, con un 1.5%.

Respecto a la variabilidad entre las microparcels dentro de cada campaña, la desviación estándar media para las 8 campañas es del 2.9%, con la máxima desviación en la campaña 2010/2011 (5.8%) y la mínima en 2004/05 (1.6%).

c) *Cultivo de cebada con prácticas de laboreo convencional (CLC)*

Los Ce medios, máximos y mínimos obtenidos para las microparcels con CLC durante las campañas 2003/04 a 2007/08 se presentan en la figura 8. Los coeficientes medios presentan una variabilidad interanual moderada, con valores entre el 1.7% (campaña 2005/06) y el 6% (campaña 2004/06). El Ce medio para las 5 campañas es del 4%.

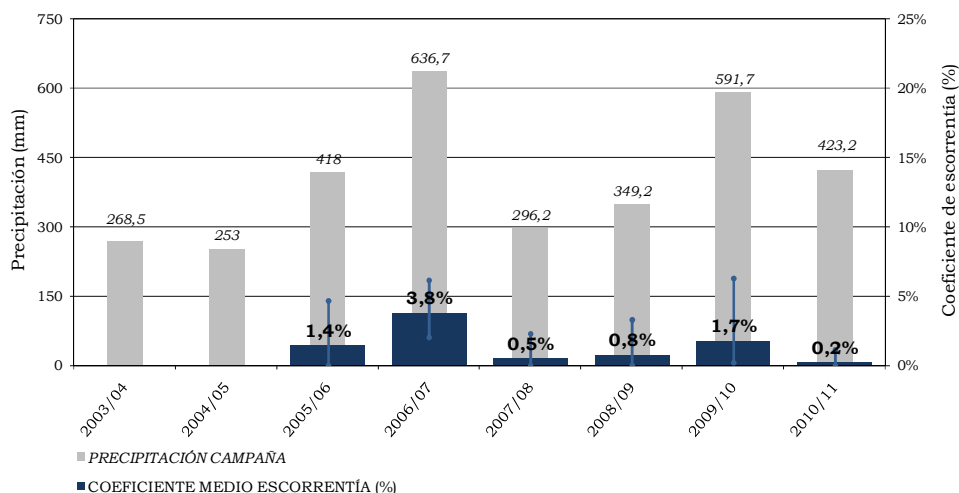


Figura 6. Coeficientes de escorrentía medios anuales para el cultivo de cebada con siembra directa (CNL). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm) y los máximos y mínimos registrados.

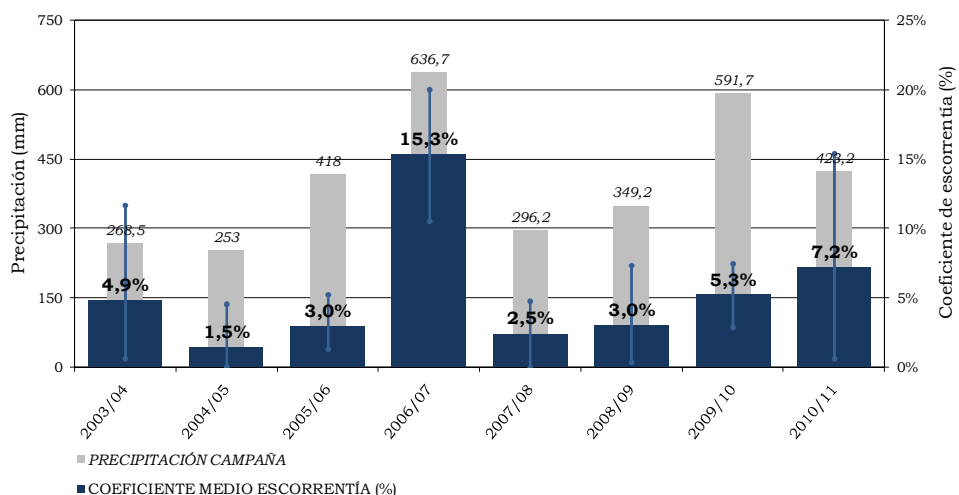


Figura 7. Coeficientes de escorrentía medios anuales para el cultivo de cebada con mínimo laboreo (CML). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm) y los máximos y mínimos registrados.

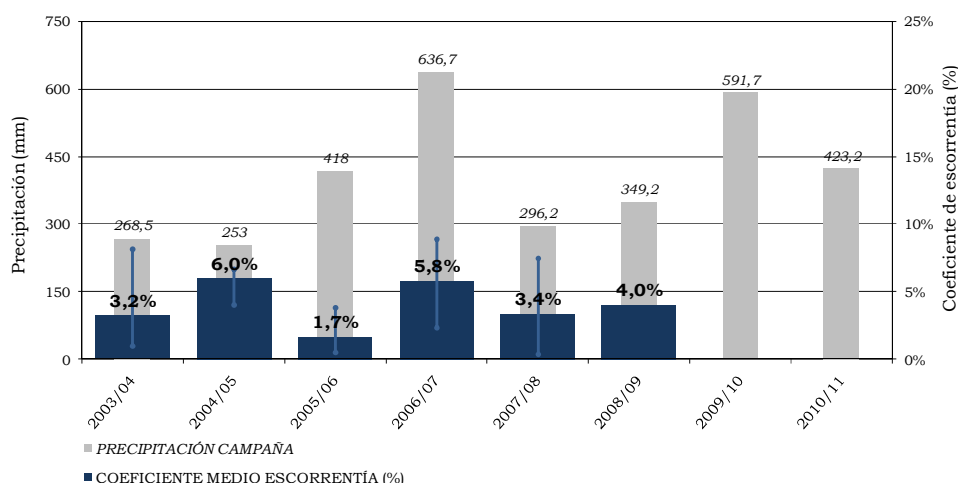


Figura 8. Coeficientes de escorrentía medios anuales para el cultivo de cebada con laboreo convencional (CLC). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm) y los máximos y mínimos registrados.

6.2.2.2. Barbecho blanco (BB)

Los resultados relativos a los Ce anuales para el BB se presentan en la figura 9. Los coeficientes medios presentan una elevada variabilidad interanual, con la máxima producción de escorrentía en la campaña 2006/07 (18%) y la mínima en 2005/06 (2.2%). El Ce medio de las 8 campañas de aplicación de este manejo es del 7.60%.

La variabilidad entre las 6 microparcels del manejo para cada campaña (desviación estándar) oscila entre el 0.1% de la campaña 2004/04, en la que las 6 microparcels registraron prácticamente el mismo volumen de escorrentía, y el 4.3% de la campaña 2006/07, resultando una desviación media moderada del 2.2%.

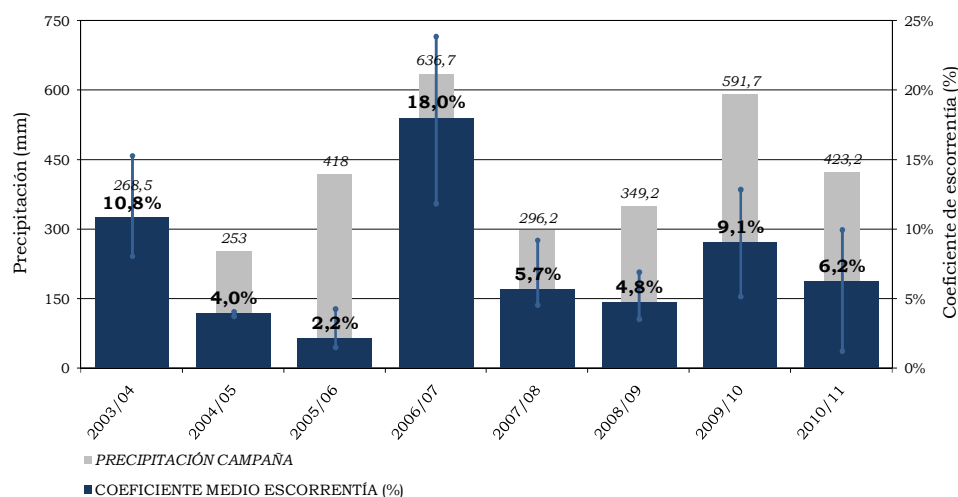


Figura 9. Coeficientes de escorrentía medios anuales para el barbecho blanco (BB). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm) y los máximos y mínimos registrados.

6.2.2.3. Retirada de tierras agrícolas de la producción o Abandono (AB)

Los Ce de las 3 campañas de aplicación del modelo de AB se muestran en la figura 10. Ésta permite observar claramente la tendencia a la reducción en el volumen de escorrentía con el tiempo. El máximo coeficiente (4.6%) pertenece a la primera campaña de retirada, y ya en la

segunda, a pesar de que fue una campaña con una gran precipitación acumulada (591.7 mm), se observa una reducción en el volumen de escorrentía generado, descendiendo el coeficiente medio hasta el 1.1%, En la tercera campaña, el coeficiente es prácticamente nulo (0.3%).

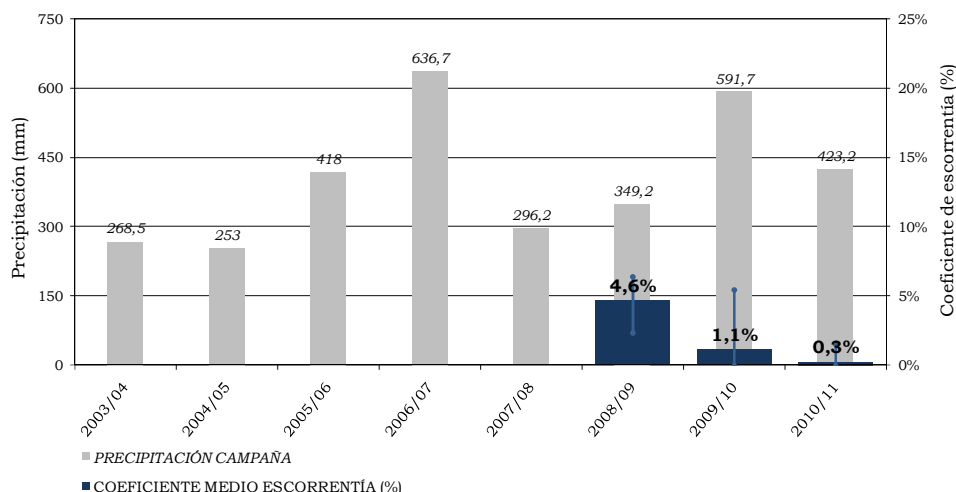


Figura 10. Coeficientes de escorrentía medios anuales para abandono (AB). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm) y los máximos y mínimos registrados.

6.2.3. Tasas de producción de sedimentos anuales

A continuación se presentan las tasas medias anuales de pérdida de suelo por erosión hídrica para las 6 microparcels de cada manejo registradas durante el periodo experimental (2003/04 -2010/11).

6.2.3.1. Cultivo de cebada

a) Cultivo de cebada con prácticas de siembra directa (CNL)

Las producciones de sedimentos observadas en el CNL han sido mínimas en las 6 campañas agrícolas analizadas (fig. 11). Los máximos se registraron en las campañas 2006/07 y 2009/10, aunque se trata de valores muy reducidos: 264.2 kg ha⁻¹ año⁻¹ y 188.8 kg ha⁻¹ año⁻¹. En las cuatro campañas restantes (2005/06, 2007/08, 2008/09 y 2010/11), las producciones de sedimento fueron prácticamente nulas, con valores entre 1.7 y 42.5 kg ha⁻¹ año⁻¹.

b) Cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML)

Las tasas de erosión hídrica presentan para este modelo de cultivo valores muy variables, tanto a nivel interanual como entre las 6 microparcels de cada campaña, tal como se puede apreciar en la figura 12.

Las mayores tasas medias se registraron en las campañas 2006/07, 2009/10 y 2010/11, con valores de 1774.9 kg ha⁻¹ año⁻¹, 2079.7 kg ha⁻¹ año⁻¹ y 1217.2 2079.7 kg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente. Destaca la campaña 2006/07, que además de presentar el máximo valor medio (2079.7 kg ha⁻¹ año⁻¹), presenta la mayor producción de sedimentos del periodo en una de las microparcels (4083.2 kg ha⁻¹ año⁻¹). Las tasas de erosión correspondientes al

resto de las campañas se encuentran muy por debajo de las anteriores, con valores entre 30.7 kg ha⁻¹ año⁻¹ (campaña 2004/05) y 316.5 2079.7 kg ha⁻¹ año⁻¹ (2003/04).

Se observó una gran variabilidad entre las producciones de sedimento de las 6 microparcelas en las campañas 2003/04, 2006/07, 2009/10 y 2011 (fig. 15), con rangos de producción de sedimentos (diferencia entre el valor máximo y el mínimo) de 1742.7 kg ha⁻¹ año⁻¹, 2556.5 kg ha⁻¹ año⁻¹, 2885.7 kg ha⁻¹ año⁻¹ y 2893.3 kg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente.

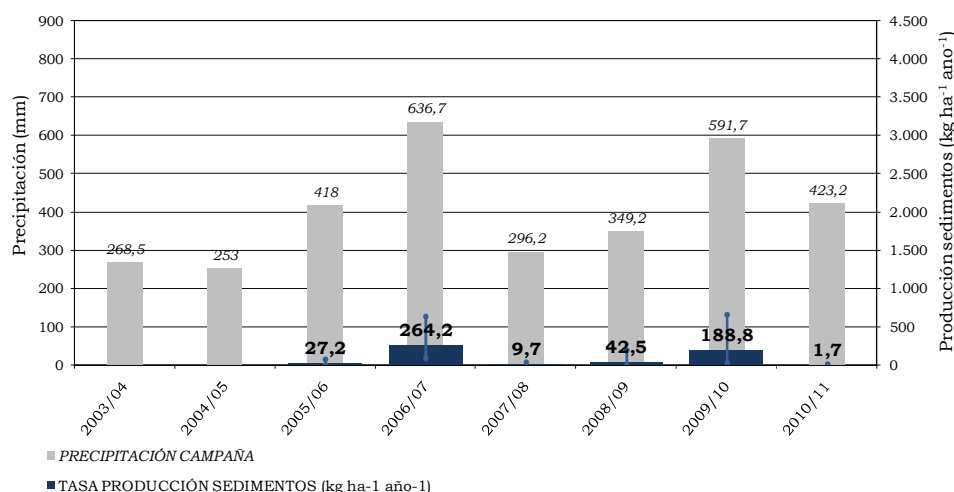


Figura 11. Producción media de sedimentos anual (kg ha⁻¹ año⁻¹) en el cultivo de cebada con siembra directa (CNL). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm) y los máximos y mínimos registrados.

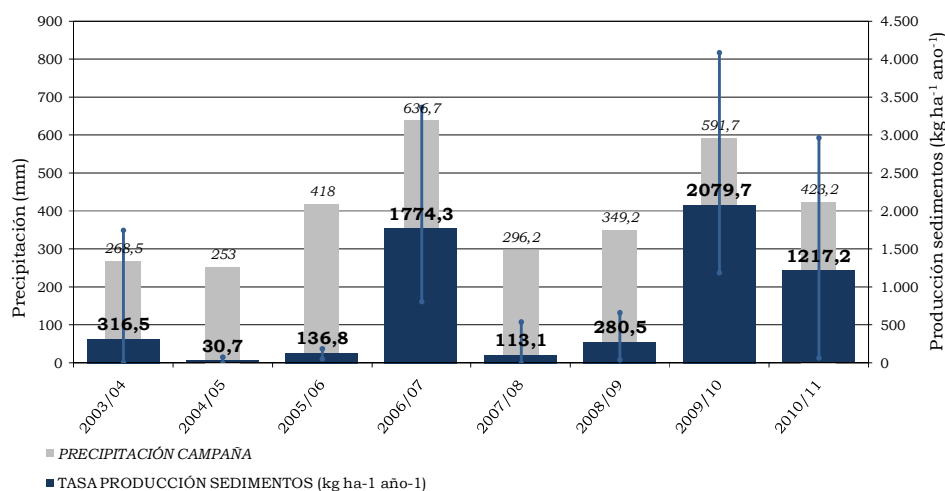


Figura 12. Producción media de sedimentos anual (kg ha⁻¹ año⁻¹) en el cultivo de cebada con mínimo laboreo (CML). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm) y los máximos y mínimos registrados.

c) Cultivo de cebada con prácticas de laboreo convencional (CLC)

Las producciones medias de sedimento registradas en las 5 campañas agrícolas 2003/04 a 2007/08 fluctúan entre 84.4 kg ha⁻¹ año⁻¹ (2005/06) y 502.8 kg ha⁻¹ año⁻¹ (2006/07), resultando una tasa media de 219.6 kg ha⁻¹ año⁻¹. Estos valores medios, junto con el máximo y el mínimo para cada campaña se presentan en la figura 13.

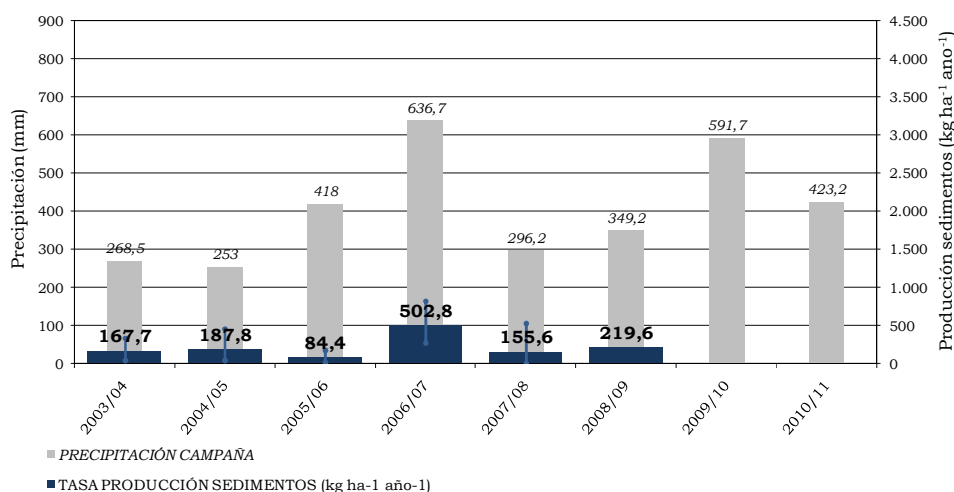


Figura 13. Producción media de sedimentos anual ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) en el cultivo de cebada con laboreo convencional (CLC). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm) y los máximos y mínimos registrados.

6.2.3.2. Barbecho blanco (BB)

Las microparcels de BB registraron durante las 8 campañas de experimentación tasas de erosión extremadamente variables (fig. 14). A nivel interanual, la tasa de erosión media varía entre $140.8 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ (2004/05) y $2164.0 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ (2006/07).

Respecto a la variabilidad entre las microparcels dentro una misma campaña, las diferencias entre las tasas superan en ocasiones los dos órdenes de magnitud. En este sentido, destaca la campaña 2010/11, en la que una de las microparcels registró una tasa de $76.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ mientras que en otra se registraron $2234.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$.

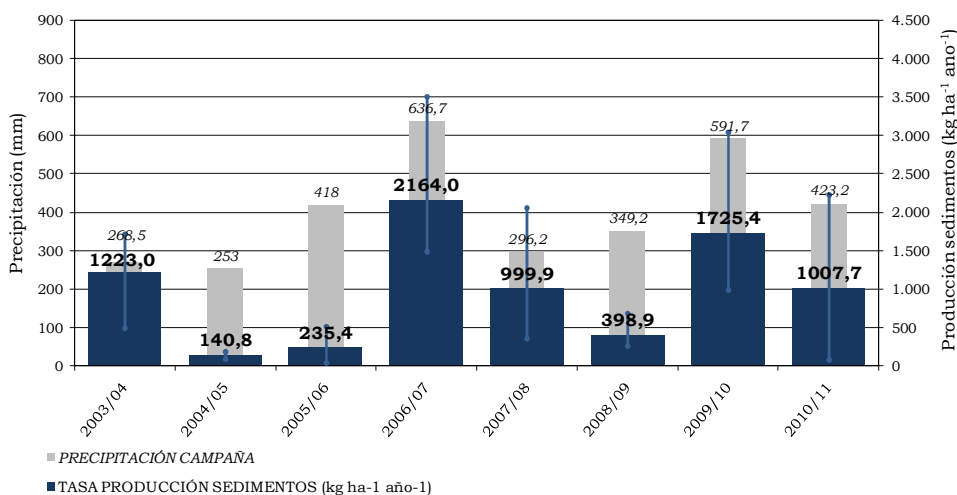


Figura 14. Producción media de sedimentos anual ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) en el barbecho blanco (BB). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm) y los máximos y mínimos registrados.

6.2.3.3. Retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono (AB)

De la misma manera que el volumen de escorrentía (fig. 10), la producción de sedimentos en AB desciende drásticamente con el tiempo en las 3 campañas analizadas (fig. 15), reduciéndose la tasa de erosión de $570.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ (primera campaña de retirada, 2008/09) a $4.6 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ (tercera campaña, 2010/11).

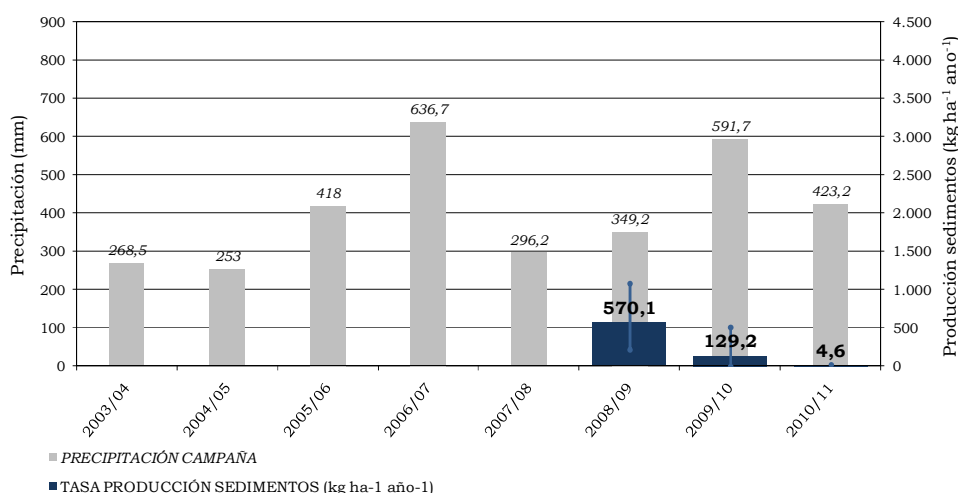


Figura 15. Producción media de sedimentos anual ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) en el abandono (AB). Se indica en cada campaña la precipitación total acumulada (mm) y los máximos y mínimos registrados.

6.3. INFLUENCIA DEL MANEJO DEL SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS

A continuación se analizan las producciones de escorrentía y sedimentos registradas en los diferentes manejos aplicados, con objeto de determinar si el efecto del tipo de manejo agrícola aplicado resulta significativo en las respuestas hidrológica y erosiva observadas en las microparcels.

Los análisis realizados en el presente apartado se han elaborado sin tener en cuenta la posición de la microparcels en la ladera, de tal manera que se analizan las diferencias en la producción de escorrentía y sedimentos atendiendo únicamente al manejo aplicado, eliminando el posible efecto que podría introducir la variabilidad del suelo existente entre las microparcels, que se analizará con detalle en el apartado 6.4.

Se han estudiado las producciones de escorrentía y sedimentos a nivel anual, así como para cada episodio de lluvia del periodo experimental, utilizando en ambos casos el valor medio de las 6 microparcels de cada manejo. Las comparaciones de las respuestas hidrológicas y erosivas se han realizado por pares de manejos mediante análisis de covarianza (ANCOVA) a partir de los datos registrados en los episodios, introduciendo como variable dependiente el volumen de escorrentía (l m^{-2}) o sedimentos (kg ha^{-1}) registrado por episodio de lluvia (incluyendo sólo los episodios en los que se generó escorrentía en al menos una de las microparcels de los dos manejos comparados), como covariable la precipitación acumulada del episodio y como factor el manejo.

No se ha podido realizar la comparación entre el AB y el CLC, ya que estos dos manejos no se aplicaron simultáneamente en ninguna de las campañas.

6.3.1. Producción de escorrentia

6.3.1.1. Análisis de los valores medios anuales

A partir de los volúmenes de escorrentia medios anuales para cada manejo se han realizado dos tipos de análisis. En primer lugar, se ha estudiado la correspondencia entre estos volúmenes de escorrentia y la precipitación total anual (apdo. a). A continuación, se han comparado las respuestas hidrológicas obtenidas en los diferentes manejos (apdo. b).

a) Relación entre la producción de escorrentia y la precipitación anual

Como primera aproximación al estudio de la relación entre la precipitación y la escorrentia, se ha calculado para cada campaña el valor medio de producción de escorrentia para todas las microparcels, independientemente del tipo de manejo aplicado. La figura 16 representa la correspondencia entre este valor medio y la precipitación de la campaña. Los resultados del análisis de regresión lineal ($N=8$) entre ambas variables (tabla 2) indican que existe una fuerte relación entre la precipitación total de la campaña y la escorrentia media de las microparcels, estadísticamente significativa a un nivel $p=0.025$, aunque con un grado de dispersión considerable, con un coeficiente $R^2=0.59$.

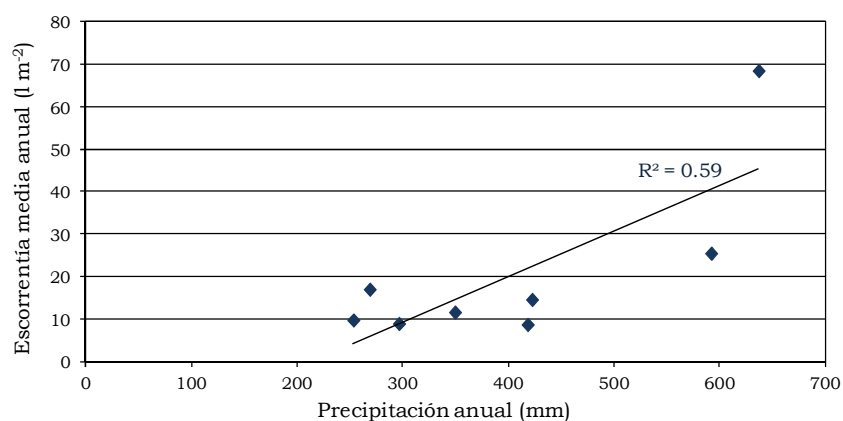


Figura 16. Análisis de regresión lineal entre la producción media de escorrentia y la precipitación total acumulada por campaña.

No obstante, la figura 16 parece indicar que existe un valor umbral de precipitación, en torno a 550 mm, a partir del cual la producción de escorrentia crece de forma muy acusada. Mientras que por debajo de ese umbral, con P siempre por encima del mínimo registrado de 253 mm, la escorrentia se mantiene oscilante entre 8.63 y 16.92 l m⁻² año⁻¹.

Para expresar esta tendencia, se realizó un análisis de regresión segmentada o regresión a tramos (*segmented regression* o *piecewise regression*) entre las variables producción media de escorrentia (E) y precipitación anual (P). En este método de regresión, la variable independiente es fragmentada en intervalos, en los cuales se ajusta la curva que mejor refleja la relación con la variable dependiente. El límite entre los intervalos se llama punto de quiebra (*breakpoint*).

En este caso, la variable dependiente muestra dos patrones, ambos con una relación lineal entre las variables, por lo que el resultado es un modelo de regresión lineal segmentada en dos intervalos con un punto de quiebra.

El coeficiente de determinación de todos los datos (C_d), se define como (1):

$$C_d = 1 - \left(\frac{\sum (y - y_e)^2}{\sum (y - y_a)^2} \right) \quad (1)$$

donde y_e es el valor esperado (pronosticado) de y , de acuerdo a las ecuaciones de regresión previas, e y_a es el promedio de todo los valores y . El coeficiente C_d se interpreta de la misma manera que el coeficiente R^2 de una regresión lineal pura y puede variar entre 0 (ninguna explicación de la regresión segmentada) y 1 (perfecta explicación). La optimización del punto de quiebra se alcanza probando una serie de puntos tentativos y seleccionando el punto que tiene el coeficiente C_d máximo. Para la obtención del modelo se empleó el software *SegReg* (Oosterbaan, 2002).

Las ecuaciones resultantes (fig. 17) muestran un primer tramo horizontal (ec. 2), con valores constantes de E para P inferior a 579.1 mm (punto de quiebra), y un tramo inclinado (ec. 3), con grandes incrementos de E a medida que aumenta P , que reflejan la tendencia observada en la figura 14. El C_d obtenido es del 97.9%, que supone una mejora frente al 59% obtenido en la regresión lineal pura (tabla 1). No obstante, la serie experimental presenta una ausencia de datos entre 450 y 580 mm de precipitación anual, que resultarían recomendables para definir con mayor exactitud el umbral o punto de ruptura de la regresión.

$$E = 11.7 \quad \text{para } P < 579.1 \text{ mm} \quad (2)$$

$$E = 1.00 \cdot P - 570.00 \quad \text{para } P > 579.1 \text{ mm} \quad (3)$$

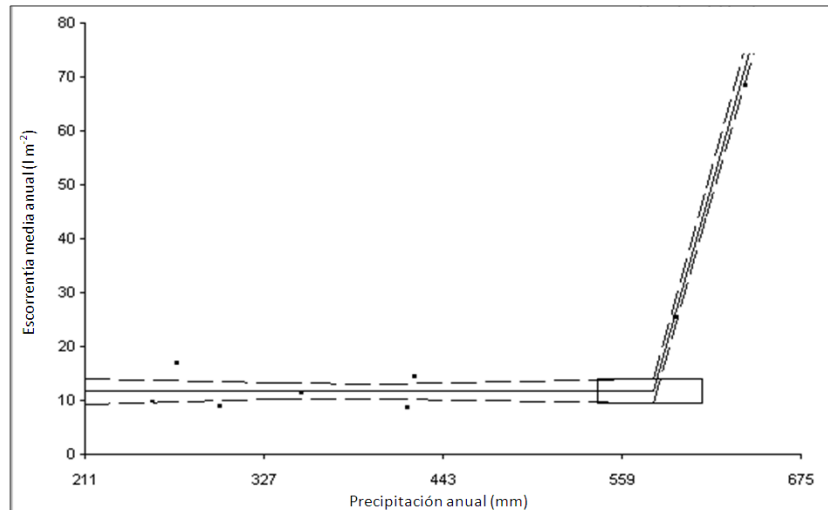


Figura 17. Análisis de regresión segmentada entre la producción media de escorrentía y la precipitación total acumulada por campaña. Se muestran los intervalos de confianza (90%) para la recta de regresión y para el punto de quiebra de la recta (*breakpoint*), que se sitúa en 579.1 mm.

La relación entre precipitación y escorrentía anual también ha sido analizada de forma independiente para cada manejo. Como se puede observar en la figura 18 y en la tabla 2, las prácticas agrícolas juegan un papel importante en esta relación, que varía en función del manejo del suelo.

En primer lugar, se diferencian los manejos AB y CNL, cuyas rectas de regresión aparecen muy tendidas y situadas en la parte inferior de la gráfica (fig. 18), sin significación

estadística en el primero ($p=0.713$) y al nivel de $p=0.028$ en el segundo. Los resultados muestran que ambos manejos registraron en todas las campañas del periodo experimental las menores tasas de escorrentía y, exceptuando la fase inicial del AB, los mayores porcentajes de recubrimiento del suelo.

Las rectas escorrentía/precipitación para los manejos de BB y CML ocupan una posición destacada en la parte alta de la figura y sus regresiones se presentan significación estadística con valores de $p=0.014$ y $p=0.012$ respectivamente; aunque con una considerable dispersión de los datos de la recta (fig. 18), especialmente en las campañas con mayor precipitación acumulada.

Por último, la recta de regresión para el CLC se sitúa en una posición intermedia entre los dos grupos anteriores, pero en este caso no presenta significación estadística ($p=0.090$).

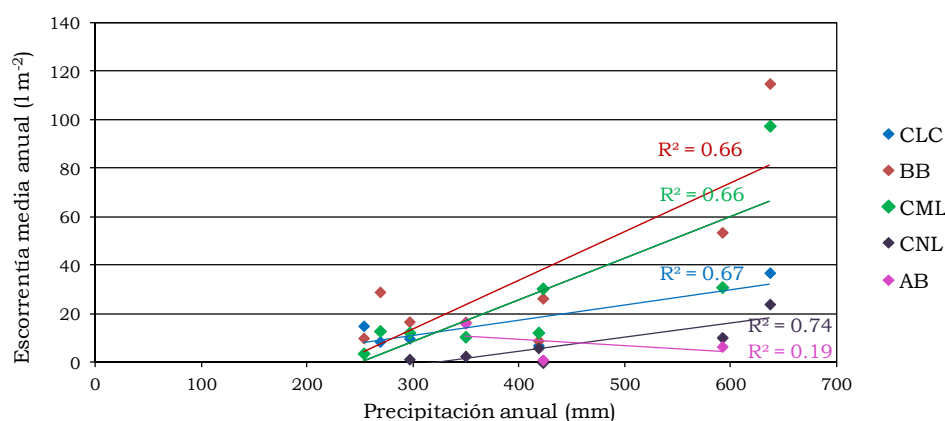


Figura 18. Análisis de regresión para la producción media de escorrentía y la precipitación total acumulada por campaña para cada manejo.

| Manejo | R ² | N | Ecuación | p |
|-------------|----------------|---|-----------------------------------|----------|
| Valor medio | 0.59 | 8 | $E = -22.95 + 0.10 \cdot P$ | 0.025 * |
| CLC | 0.67 | 5 | $E_{CLC} = -8.01 + 0.06 \cdot P$ | 0.090 NS |
| BB | 0.66 | 8 | $E_{BB} = -46.20 + 0.20 \cdot P$ | 0.014 * |
| CML | 0.68 | 8 | $E_{CML} = -44.89 + 0.17 \cdot P$ | 0.012 * |
| CNL | 0.74 | 6 | $E_{CNL} = -18.47 + 0.06 \cdot P$ | 0.028 * |
| AB | 0.19 | 3 | $E_{AB} = 20.1 - 0.03 \cdot P$ | 0.713 NS |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 2. Resumen de los análisis de regresión realizados entre el volumen anual de escorrentía (E) y la precipitación anual (P) para el conjunto de datos (valor medio) y de forma independiente para cada manejo.

Como se ha comentado, los manejos BB y CML presentan una respuesta hidrológica diferenciada del resto de los manejos (fig. 18), mostrando un valor umbral de precipitación a partir del cual la producción de escorrentía se incrementa enormemente, lo que sugiere examinar la relación precipitación/escorrentía mediante una regresión segmentada. El resultado fue una regresión lineal segmentada en dos tramos, con un punto de quiebra de 571.5 mm, y las siguientes ecuaciones:

$$E = 15.9 \quad \text{para } P < 571.5 \text{ mm} \quad (4)$$

$$E = 1.37 \cdot P - 765.00 \quad \text{para } P > 571.5 \text{ mm} \quad (5)$$

Como se puede apreciar en la figura 19, el modelo obtenido muestra una producción de escorrentía constante y reducida para precipitaciones inferiores a 571.5 mm, y un aumento considerable en la producción para valores superiores a este umbral, ajustándose mejor a la respuesta hidrológica que muestran ambos manejos que la regresión lineal pura. El coeficiente de determinación para el conjunto de los datos es del 92.3%, frente al 66% obtenido en la regresión lineal.

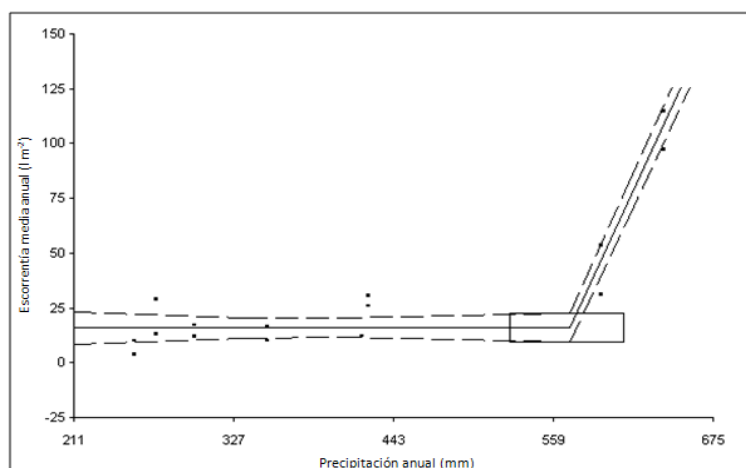


Figura 19. Análisis de regresión segmentada entre la producción media de escorrentía de los manejos BB y CML y la precipitación total acumulada por campaña. Se muestran los intervalos de confianza (90%) para la recta de regresión y para el punto de quiebra de la recta (*breakpoint*), que se sitúa en 591.5 mm.

b) *Efecto del manejo en la producción de escorrentía. Diferencias entre manejos*

- N° de episodios con generación de escorrentía

En la figura 20 se presentan el número total de episodios de lluvia registrados en cada campaña, así como los porcentajes de éstos que dieron lugar a la generación de escorrentía en los diferentes manejos. Primeramente, destaca que las campañas con mayor número de episodios de lluvia no coinciden con las que presentaron los mayores porcentajes de episodios con escorrentía, como es el caso de las campañas 2009/10 y 2010/11. También se observa que el comportamiento de los manejos es variable en función de la campaña, aunque existen ciertas tendencias que se mantienen durante toda la serie.

De los tres modelos de manejo de cultivo de cebada considerados, los que incluyen prácticas de laboreo (CML y CLC) presentan porcentajes de episodios con escorrentía muy superiores al CNL. Para las campañas analizadas, CLC y CML presentan un porcentaje de episodios con escorrentía similar, 13.3% y 14.9% respectivamente. En el otro extremo, CNL presenta un porcentaje medio de tan sólo el 4.8%.

El BB resultó el más susceptible a la generación de escorrentía de los 5 manejos considerados, presentando para todas las campañas analizadas los porcentajes más elevados de episodios con escorrentía, con excepción de la campaña 2009/10, y un porcentaje medio del 16.4% para las 8 campañas agrícolas. Por el contrario, el CNL muestra los porcentajes más reducidos en todas las campañas junto con el AB, exceptuando la primera campaña de aplicación de este último (2008/09). En ésta, como era de esperar, el AB presentó un porcentaje de episodios con escorrentía semejante al del BB, ya que la aplicación del manejo comenzó con el suelo completamente desnudo y labrado a favor de la pendiente a partir del cual se simuló el abandono de tierras. No obstante, en el AB a partir

de la segunda campaña (2009/10) el porcentaje de episodios con escorrentía descendió hasta ser prácticamente nulo en la tercera campaña (2010/11). Esta reducción está ligada a la colonización y posterior desarrollo de la vegetación espontánea, que alcanza un grado de cobertura superior al 80% en la cuarta campaña sin intervención.

En este caso, no se considera la significación estadística, ya que al tratarse de valores anuales, el número de datos es reducido y los análisis no resultaron significativos.

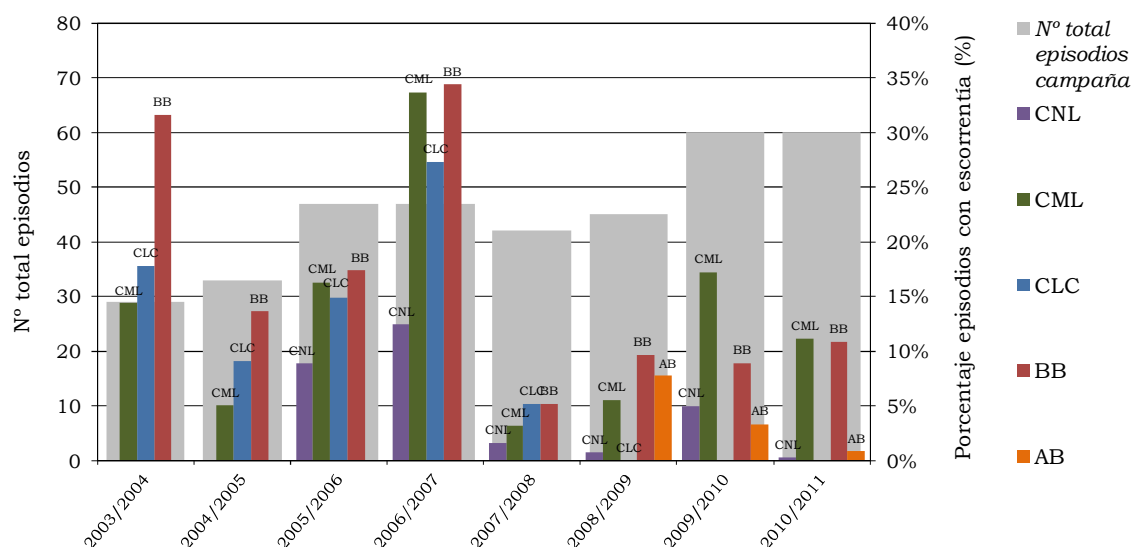


Figura 20. Número total de episodios de lluvia y porcentaje de episodios con escorrentía en las campañas 2003/04 a 2010/11 en los diferentes manejos.

Representando el número medio de episodios con escorrentía de cada manejo para toda la serie experimental y sus intervalos de confianza con una probabilidad del 95% se obtiene la figura 21. En ella se observa que el manejo BB presenta una media de 7 episodios con escorrentía al año, resultando el mayor promedio de ocurrencia de escorrentía de los 5 manejos, seguido de CML y CLC, con 6 episodios con escorrentía. Mientras que CNL y AB muestran valores inferiores, con una media de 2 episodios con escorrentía al año para ambos manejos.

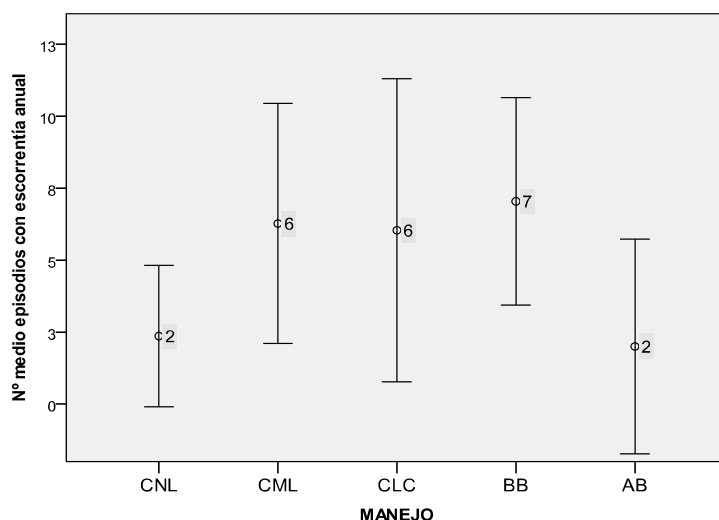


Figura 21. Número medio de episodios con escorrentía e intervalos de confianza al 95% correspondiente a cada manejo para el periodo experimental 2003/04 – 2010/11.

- Producción de escorrentía

El volumen de escorrentía medio registrado en las microparcels de cada manejo para las campañas 2003/04 a 2010/11 se representa de forma gráfica en la figura 22. Se observa que, independientemente del manejo, los valores anuales de producción de escorrentía no guardan relación directa con la precipitación total acumulada. Así, las campañas agrícolas con mayores precipitaciones acumuladas no coinciden con los valores máximos de producción de escorrentía, lo que parece indicar que es necesario recurrir a la distribución temporal de las precipitaciones y a su energía para encontrar esta relación.

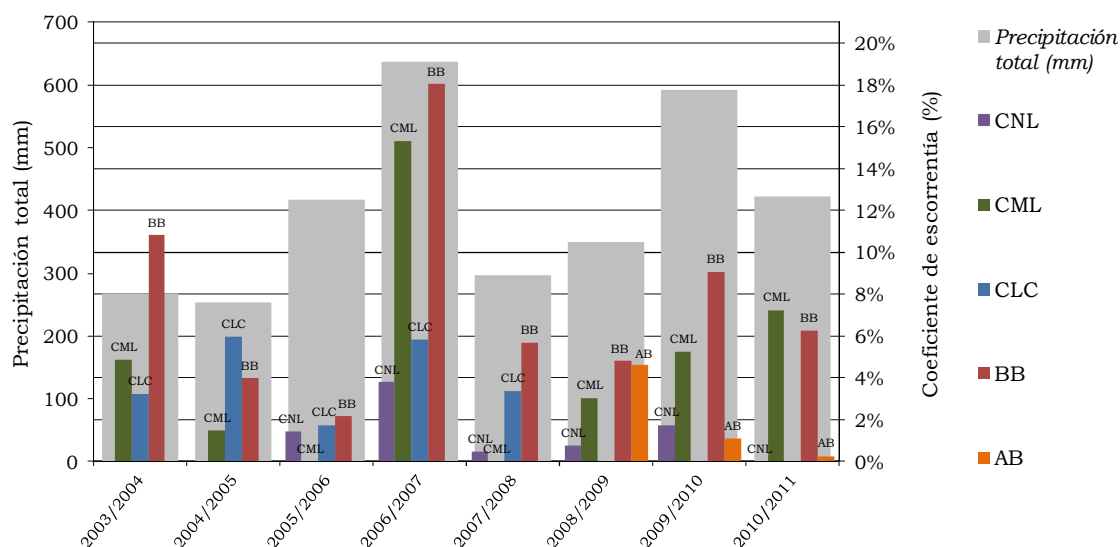


Figura 22. Precipitación total y coeficientes de escorrentía anuales (%) de las campañas 2003/04 a 2010/11 en los diferentes manejos.

Por otro lado, la figura muestra una gran variabilidad interanual en los diferentes manejos, así como entre manejos en las distintas campañas.

Con respecto a los tres modelos de cebada (CNL, CML y CLC), comparando los resultados del periodo 2005/06 a 2007/08 en el que se aplicaron simultáneamente los tres, el cultivo CNL es el que presentó los menores volúmenes de escorrentía, con un coeficiente medio del 1.90%, seguido del CLC (2.63%) y del CML, que registró el mayor coeficiente medio (6.91%) (fig. 22). Así mismo, las 6 microparcels del CNL presentaron la menor variabilidad en los coeficientes de escorrentía en las tres campañas, resultando una desviación estándar media de 1.47%, seguida del CLC (2.09%) y del CML (2.41%).

Las microparcels correspondientes al BB registraron las mayores producciones de escorrentía, con un coeficiente medio del 7.6% para la serie experimental 2003/04 a 2010/11, valor un 43% superior al coeficiente medio para el mismo periodo en el CML (5.33%). En comparación con el CNL, en el periodo 2005/06 a 2010/11 en el que se aplicaron los dos manejos, el coeficiente de escorrentía medio del BB (8.8%) resultó más de 6 veces superior al del CNL (1.4%).

CNL y AB, a partir de su segunda campaña (2009/10), registraron coeficientes de escorrentía muy diferenciados del resto de los manejos, siendo siempre los más reducidos en todas las campañas en las que se aplicaron (fig. 22).

Analizando en conjunto las producciones de escorrentía medias de los cinco manejos para la serie experimental (fig. 23), se observan importantes diferencias. El valor máximo

corresponde al manejo BB (34.58 l m^{-2}), seguido del CML (26.44 l m^{-2}) y el CLC (15.58 l m^{-2}). En el otro extremo, las producciones medias más reducidas pertenecen a los manejos CNL y AB, que presentan tasas similares, de 7.41 l m^{-2} y 7.95 l m^{-2} respectivamente. No obstante, el conjunto de valores presenta una muy elevada variabilidad interanual, por lo que esas diferencias no presentan significación estadística.

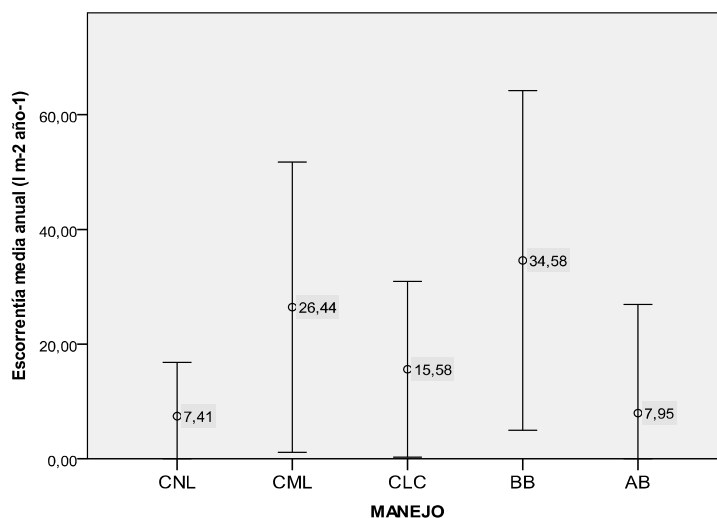


Figura 23. Producción media de escorrentía ($\text{l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) e intervalos de confianza al 95% correspondientes a cada manejo para el periodo experimental 2003/04 – 2010/11.

6.3.1.2. Análisis por episodios de lluvia

En el presente apartado se estudian las producciones de escorrentía registradas en episodios aislados de lluvia, con objeto de analizar la relación entre la precipitación acumulada del episodio y el volumen de escorrentía generada en las microparcels (apdo. a) y comparar la respuesta de los diferentes sistemas de manejo (apdo. b).

Para el estudio se seleccionaron los episodios en los que al menos una de las microparcels del campo experimental registró escorrentía, resultando un total de 85 episodios.

a) *Relación entre la producción de escorrentía y la precipitación del episodio de lluvia*

Para evaluar la correspondencia entre la precipitación del episodio y el volumen de escorrentía generado, se llevó a cabo un análisis de regresión entre estas dos variables, utilizando para cada episodio de lluvia ($N=85$) la producción media de escorrentía de todas las microparcels con generación de escorrentía independientemente del manejo aplicado en ellas.

El análisis resulta estadísticamente significativo ($p=0.000$), aunque se observa una gran dispersión de los datos en la recta de regresión ($R^2=0.50$), como se puede observar en la figura 24. Por otro lado, no se observa tendencia ninguna en esta dispersión, que muestra diferencias entre el volumen de escorrentía observado en las microparcels y el predicho por la ecuación de regresión para todo el rango de precipitaciones.

Al realizar el análisis de regresión entre el volumen de escorrentía y la precipitación del episodio, de forma independiente para cada manejo, los resultados varían aumentando enormemente el grado de dispersión de los datos respecto a las rectas. Para todos los manejos resultan coeficientes de determinación R^2 inferiores a los del análisis realizado con

los datos medios. Así mismo, los resultados dan lugar a diferentes tendencias en la relación precipitación/escorrentía en función del manejo (figura 25). La tabla 3 muestra un resumen de los resultados.

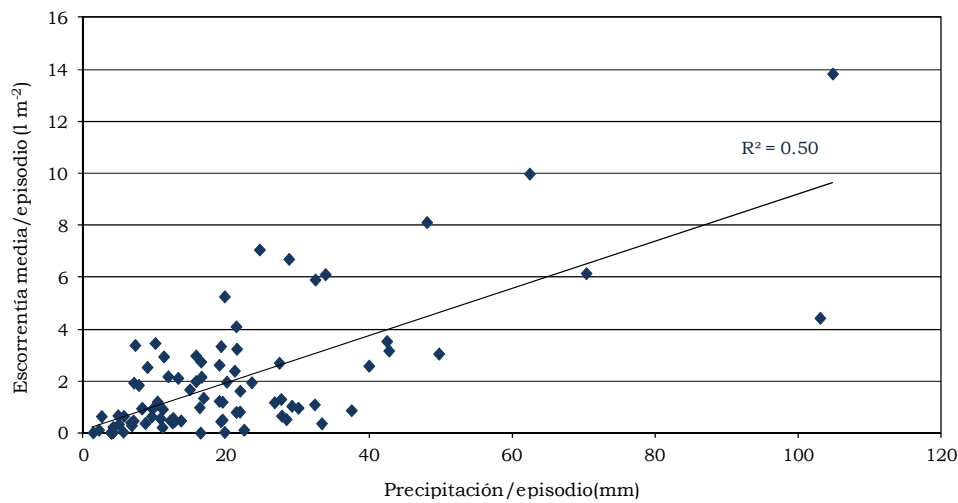


Figura 24. Análisis de regresión para la producción media de escorrentía y la precipitación acumulada por episodio de lluvia.

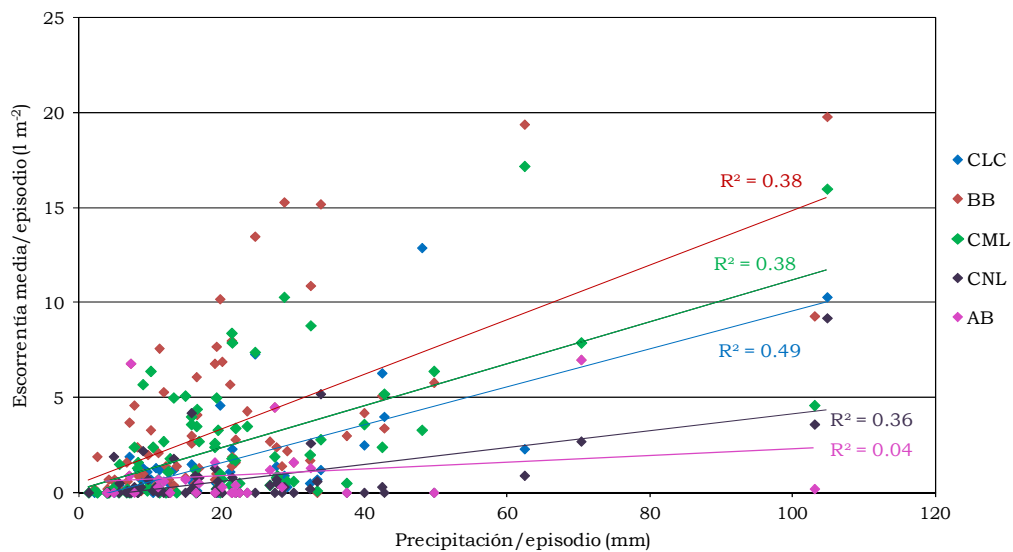


Figura 25. Análisis de regresión para la producción media de escorrentía y la precipitación total del episodio de lluvia para cada manejo.

| Manejo | R ² | N | Ecuación | p |
|-------------|----------------|----|---------------------------------|-----------|
| Valor medio | 0.50 | 85 | $E=0.12 + 0.09 \cdot P$ | 0.000 *** |
| CLC | 0.49 | 55 | $E_{CLC}= -0.45 + 0.10 \cdot P$ | 0.000 *** |
| BB | 0.38 | 85 | $E_{BB}=0.45 + 0.14 \cdot P$ | 0.000 *** |
| CML | 0.38 | 85 | $E_{CML}=-0.17 + 0.11 \cdot P$ | 0.000 *** |
| CNL | 0.36 | 69 | $E_{CNL}=-0.34 + 0.45 \cdot P$ | 0.000 *** |
| AB | 0.04 | 30 | $E_{AB}=0.54 + 0.02 \cdot P$ | 0.305 NS |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 3. Resumen de los análisis de regresión realizados entre el volumen de escorrentía por episodio de lluvia (E) y la precipitación del episodio (P) para el conjunto de datos (Valor medio) y de forma independiente para cada manejo.

En primer lugar, para el manejo AB, el análisis no resulta estadísticamente significativo ($p=0.305$), indicando la ausencia de correlación entre el volumen de lluvia y el de escorrentía. Para el manejo CNL, la regresión resulta significativa ($p=0.000$), aunque el porcentaje de varianza explicada por la ecuación es reducido ($R^2=0.36$) y la pendiente de la recta es más tendida que en los manejos CML, CLC y BB. De nuevo, los resultados revelan que la producción de escorrentía guarda una relación directa con el recubrimiento del suelo, como ya se observó en el análisis de las producciones anuales, ya que estos dos manejos son los que presentan los mayores porcentajes de recubrimiento del suelo.

Los manejos CML, CLC y BB muestran regresiones significativas al nivel $p<0.000$ (tabla 3), mostrando el CLC el mejor ajuste ($R^2=0.50$) y el CML y el BB el mismo coeficiente de determinación ($R^2=0.38$). Las pendientes de las rectas de regresión son semejantes, y muy superiores a los manejos CNL y AB, y para valores similares de precipitación, las producciones de escorrentía aumentan en el orden CLC, CLM, BB (fig. 25).

b) Efecto del manejo en la producción de escorrentía. Diferencias entre manejos

El análisis estadístico empleado para comparar producciones de escorrentía entre los manejos fue el análisis de covarianza (ANCOVA), considerando el volumen de escorrentía ($l\ m^{-2}$) como variable dependiente, la precipitación del episodio (mm) como covariable y el tipo de manejo como factor. Dado que todos los manejos no se encuentran presentes en el mismo momento, los análisis se realizaron dos a dos, con objeto de comparar las respuestas hidrológicas frente a los mismos episodios de lluvia.

La tabla 4 muestra en la diagonal inferior las campañas comunes a los manejos comparados y en la superior el resumen de los resultados de los análisis ANCOVA realizados y la producción media de escorrentía por episodio de los manejos comparados en cada caso. No se incluye en este resumen el p valor de la covariable precipitación, que resultó significativa a nivel $p<0.000$ en todas las comparaciones, mostrando que, como se vio anteriormente, existe una fuerte relación lineal entre ésta covariable (precipitación) y la variable dependiente producción de escorrentía.

Los resultados indican que el manejo ejerce una fuerte influencia en los volúmenes de escorrentía registrados en las microparcels. En la práctica totalidad de las comparaciones por pares se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas. Una excepción corresponde a los manejos AB y el CNL, cuya falta de significación estadística ($p=0.168$) entre sus producciones de escorrentía confirma la similitud entre las respuestas hidrológicas de los manejos

Por otro lado, las diferencias se revelan muy próximas a ser significativas, al nivel $p=0.070$ ($N=39$) entre el BB y el CML con valores medios de producción de escorrentía de 3.39 y 2.44 $l\ m^{-1}$, respectivamente; y al nivel de $p=0.068$ ($N=85$) entre el CLC y el CNL, con valores medios de 1.39 y 0.81 $l\ m^{-1}$, respectivamente. Diferencias que equivalen a un incremento próximo al 40% de la escorrentía media registrada en el BB respecto al CML y de más del 70% de la registrada en el CLC respecto al CNL. En consecuencia, en adelante a todos los efectos se considerarán estas diferencias igual de representativas que en el resto de los casos.

| | CNL | CML | CLC | BB | AB |
|-----|----------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| CNL | - | N=69 0.66/2.77 $p=0.000$ *** | N=39 0.81/1.39 $p=0.068$ NS | N=69 0.66/3.51 $p=0.000$ *** | N=30 0.46/0.96 $p=0.168$ NS |
| CML | 05/06 - 10/11 (6) | - | N=55 2.46/1.42 $p=0.018$ * | N=85 2.44/3.39 $p=0.070$ NS | N=30 2.42/0.96 $p=0.010$ ** |
| CLC | 05/06 - 07/08 (3) | 03/04 - 07/08 (5) | - | N=55 1.42/3.39 $p=0.002$ ** | SIN EPISODIOS COMUNES |
| BB | 05/06 - 10/11 (6) | 03/04 - 10/11 (8) | 03/04 - 07/08 (5) | - | N=30 3.38/0.96 $p=0.000$ *** |
| AB | 08/09 - 10/11 (3) | 08/09 - 10/11 (3) | SIN CAMPAÑAS COMUNES | 08/09 - 10/11 (3) | - |

* $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 4. Resumen las comparaciones entre manejos para la producción media de escorrentía en episodios independientes de lluvia realizadas mediante el análisis de covarianza. En la diagonal inferior se indican las campañas empleadas en cada comparación. En la parte diagonal superior se indica para cada comparación por pares, el número N de datos, los valores medios de producción de escorrentía ($l\ m^{-2}$) y el nivel p de la significación estadística entre las dos medias.

La figura 26 muestra gráficamente la producción de escorrentía media para cada manejo y permite observar las diferencias y similitudes entre manejos comentadas anteriormente. Para el periodo experimental completo, las producciones medias de escorrentía de los manejos AB y CNL fueron semejantes y muy reducidas, de $0.66\ l\ m^{-2}$ y $0.96\ l\ m^{-2}$ respectivamente. Las producciones más elevadas se registraron en los manejos CML y BB, con $2.44\ l\ m^{-2}$ y $3.39\ l\ m^{-2}$.

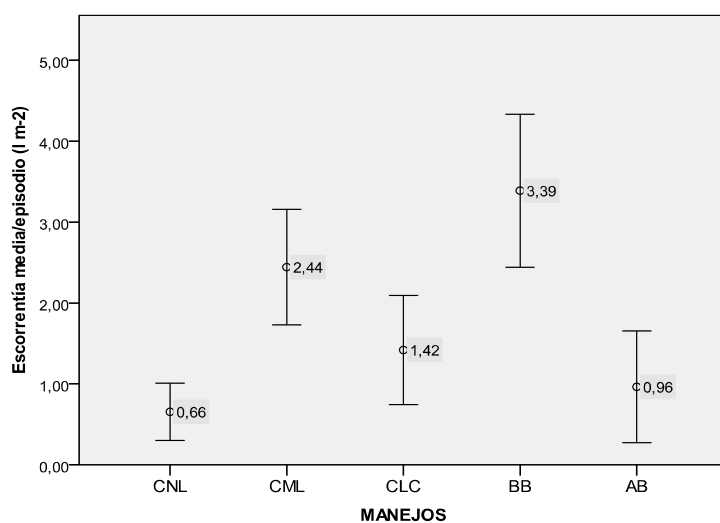


Figura 26. Producción de escorrentía media ($l\ m^{-2}$) por episodio de lluvia e intervalos de confianza al 95% correspondiente a cada manejo para el periodo experimental 2003/04 – 2010/11.

6.3.2. Producción de sedimentos

De forma análoga al análisis de la producción de escorrentía, las tasas de erosión hídrica registradas en las microparcels se han estudiado a nivel anual (apdo. 6.3.2.1) y por episodio de lluvia (apdo. 6.3.2.2), analizando en ambos niveles la relación entre la precipitación y la tasa de erosión, y la influencia del manejo aplicado sobre éstas.

6.3.2.1. Análisis de las tasas de erosión medias anuales

a) Relación entre la producción de sedimentos y la precipitación anual

Para el estudio de la relación entre las producciones medias anuales de sedimentos y la precipitación acumulada en cada campaña se realizó un análisis de regresión. En éste, el dato de producción media de sedimentos para cada campaña corresponde al valor promedio de los manejos presentes en esa campaña.

Los resultados muestran una fuerte correlación entre la precipitación y la tasa de erosión anual, con un ajuste estadísticamente significativo ($p=0.009$) y un coeficiente que explica el 70% de la varianza de los datos (tabla 5). No obstante, en la figura 27 se pueden observar ejemplos de campañas con una precipitación similar y producciones de sedimentos muy contrastadas, y viceversa, indicando nuevamente que el volumen de precipitación anual no es suficiente para analizar las tendencias de las tasas de erosión hídrica.

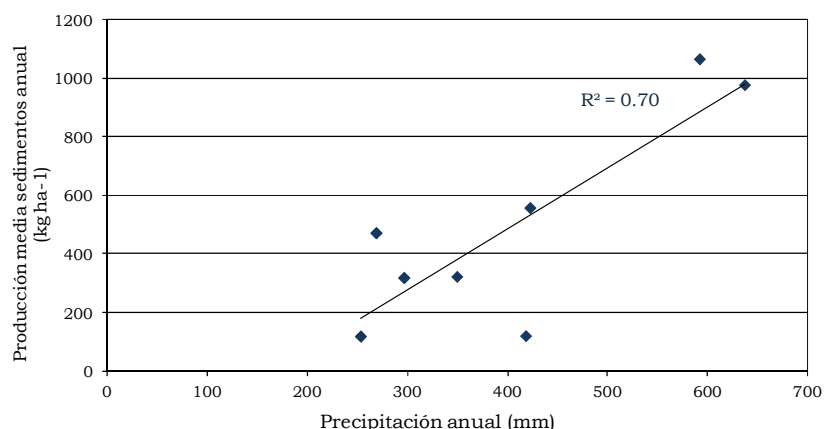


Figura 27. Análisis de regresión para la producción media de sedimentos y la precipitación acumulada anual.

| Manejo | R ² | N | Ecuación | p |
|-------------|----------------|---|-------------------------------------|----------|
| Valor medio | 0.70 | 8 | $S = -347.33 + 2.08 \cdot P$ | 0.005 ** |
| CLC | 0.63 | 5 | $S_{CLC} = -81.87 + 0.87 \cdot P$ | 0.114 NS |
| BB | 0.55 | 8 | $S_{BB} = -536.42 + 3.80 \cdot P$ | 0.034 * |
| CML | 0.84 | 8 | $S_{CML} = -1679.77 + 6.02 \cdot P$ | 0.005 ** |
| CNL | 0.85 | 6 | $S_{CNL} = -251.50 + 0.75 \cdot P$ | 0.009 ** |
| AB | 0.33 | 3 | $S_{AB} = 856.40 + 1.37 \cdot P$ | 0.611 NS |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 5. Resumen de los análisis de regresión realizados entre el volumen anual de sedimentos (S) y la precipitación anual (P) para el conjunto de datos y de forma independiente para cada manejo.

Sin embargo, los resultados cambian enormemente al realizar los análisis de regresión de forma independiente para cada manejo (tabla 5). Como se puede observar en la figura 28, las relaciones entre la precipitación y la producción de sedimentos de los 5 manejos se agrupan en 3 tendencias.

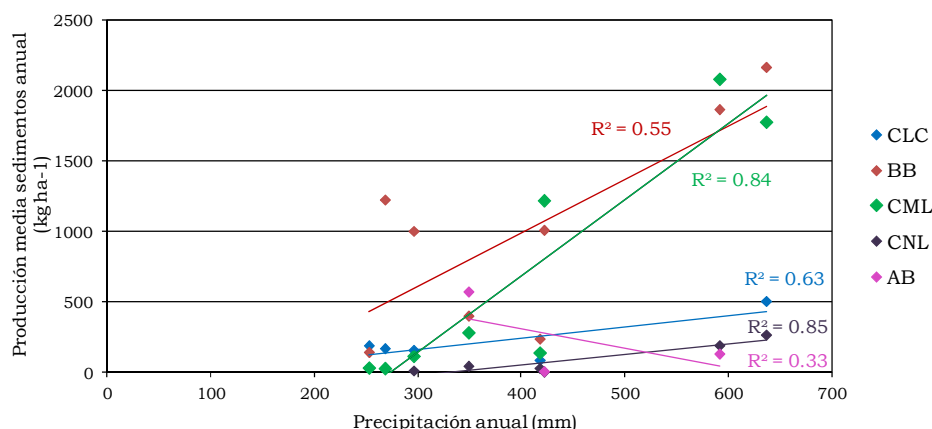


Figura 28. Análisis de regresión para la producción media de sedimentos y la precipitación total acumulada por campaña para cada manejo.

Por un lado, el análisis de regresión para el AB no resulta significativo ($p=0.611$), indicando la independencia entre la tasa de erosión y la precipitación anual para las 3 campañas analizadas. Además, muestra una recta con una pendiente opuesta al resto de los manejos, que no indica ningún patrón de respuesta, sino que es consecuencia de que en las 3 campañas de aplicación de este manejo, la tasa de erosión fue cada vez menor mientras que la precipitación de las campañas 2ª y 3ª (2009/10 y 2010/11) fueron superiores a la de la 1ª (2008/09).

Los manejos CLC y CNL presentan rectas de regresión paralelas. El análisis del CNL obtuvo una significación estadística $p=0.009$ y un coeficiente R^2 que explica el 85% de la variación de los datos, un 15% mayor que el coeficiente obtenido con los datos medios ($R^2=0.70$); mientras que en el caso del CLC, la regresión no resultó ser significativa ($p=0.114$). En el CNL la posición inferior de la recta regresión en la gráfica muestra que las producciones de sedimentos registradas fueron las más reducidas en todas las campañas (fig 28).

CML y BB registraron las máximas producciones de sedimentos en las campañas más lluviosas, y por tanto, las rectas con las pendientes más elevadas de los 5 manejos (fig. 28), al igual que se observó en el análisis precipitación/producción de escorrentía anual. En ambos manejos, los análisis de regresión son significativos ($p=0.005$ en el CML y $p=0.034$ en el BB), aunque el ajuste de los datos es superior en el CML ($R^2=0.84$) que en el BB ($R^2=0.55$). Para campañas con una precipitación inferior a los 500 mm, el BB presenta mayores tasas de erosión que el CML, si bien, estas tasas se igualan, incluso el CML supera al BB, para rangos de precipitación superior.

b) Efecto del manejo sobre la producción de sedimentos. Diferencias entre manejos

Las tasas de erosión hídrica anual para los diferentes manejos estudiados se presentan, junto con las precipitaciones acumuladas por campaña, en la figura 29. Los resultados presentan una gran variabilidad interanual y entre los diferentes manejos. Y de la misma manera que la producción de escorrentía, las pérdidas de suelo anuales no guardan una relación directa con la precipitación total anual.

Destaca la variabilidad interanual de los manejos CML y BB. Estos, presentan respuestas similares en las 3 campañas de mayor precipitación (2006/07, 2009/10 y 2010/11), en las que se diferencian del resto de manejos presentando tasas de erosión superiores en más de un orden de magnitud. Sin embargo, en las campañas de precipitación moderada (2003/04, 2004/05, 2007/08), las producciones de sedimentos del BB son tremendamente superiores a las del CML (fig. 29).

Comparando los tres manejos de cultivo de cebada, el correspondiente a las prácticas de ML ha resultado el más susceptible a la pérdida de suelo por erosión hídrica. La producción media de sedimentos para las campañas 2005/06 a 2007/08, periodo en el que se aplicaron los tres modelos simultáneamente, es de 100.4 kg ha⁻¹año⁻¹ en el CNL, 246.7 kg ha⁻¹año⁻¹ en el CLC y 674.7 kg ha⁻¹año⁻¹ en el CML.

El CNL registró en todas las campañas producciones de sedimentos muy reducidas, y siempre inferiores a las del resto de manejos. El AB responde de forma similar al CNL a partir de su 2ª campaña de aplicación (2009/10 y 2010/11), tras mostrar en su 1ª campaña (2008/09), en la que el suelo estaba completamente desnudo y labrado a favor de la pendiente, la mayor tasa de erosión de los manejos presentes.

Los resultados obtenidos en ambos manejos confirman el efecto positivo de la vegetación en el control de la erosión y de las pérdidas de agua por escorrentía, de especial importancia en zonas áridas y semiáridas (Wilcox *et al.*, 1988; Francis y Thornes, 1990; Cerdà, 1995; Castillo *et al.*, 1997; Quinton *et al.*, 1997 entre otros).

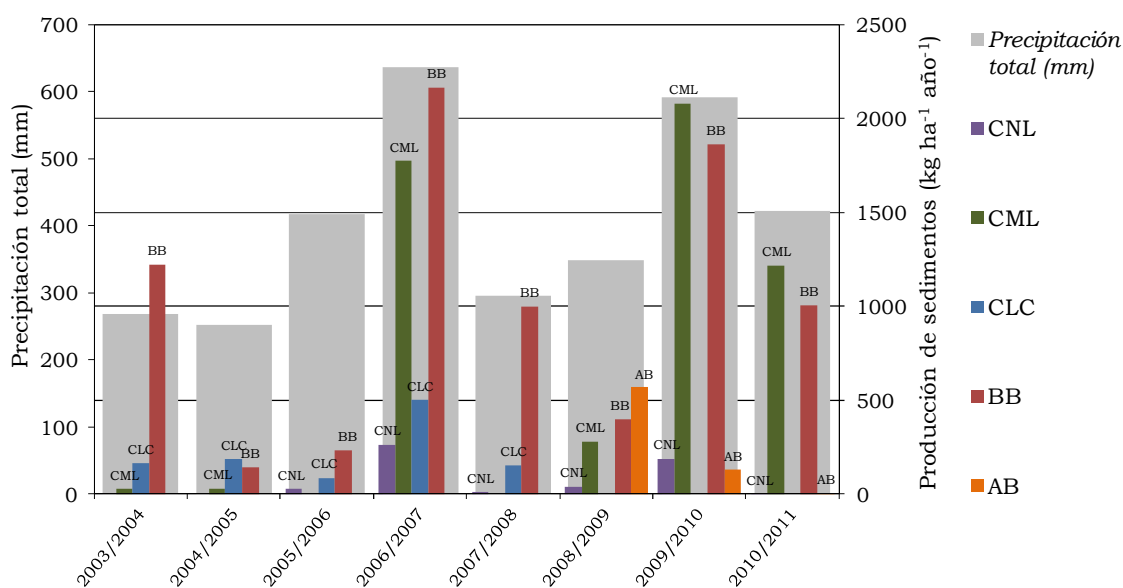


Figura 29. Pérdida media de suelo (kg ha⁻¹ año⁻¹) en cada manejo durante la fase experimental.

La figura 30 representa la producción media de sedimentos de cada manejo para el periodo experimental completo (2003/04 a 2010/11), acompañada de los intervalos de confianza al 95% correspondientes. La elevada variabilidad que se observaba en la figura 29 en los manejos CML y BB queda reflejada en la figura 28, en las que ambos manejos presentan amplios intervalos de confianza. La media para la serie experimental completa es de 1004.22 kg ha⁻¹año⁻¹ en el BB y de 707.32 kg ha⁻¹año⁻¹ en el CML.

CLC y AB muestran tasas medias similares de $219.63 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y $234.54 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ respectivamente. Pero en este caso, la semejanza tan sólo es consecuencia de las elevadas producciones de sedimentos del AB en su primer año de abandono, cuando tuvo una respuesta similar al BB.

El CNL presentó la tasa media de erosión más baja y menos variable con tan sólo $89.04 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$.

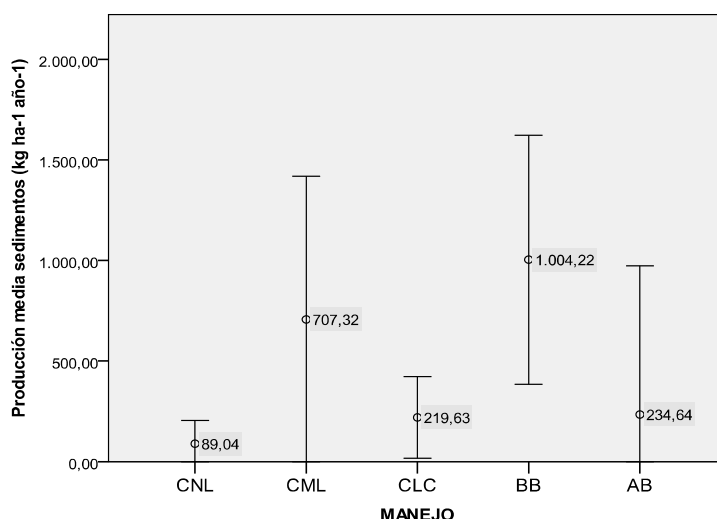


Figura 30. Producción media anual de sedimentos ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) e intervalos de confianza al 95% correspondiente a cada manejo para el periodo experimental 2003/04 – 2010/11.

6.3.2.2. Análisis por episodios de lluvia

a) *Relación entre la producción de sedimentos y la precipitación del episodio de lluvia*

Para estudiar la relación entre ambas variables, se realizó un análisis de regresión entre la producción media de sedimentos por episodio de lluvia, incluyendo todos los manejos presentes en cada episodio, y la precipitación del mismo. Los resultados se muestran en la tabla 6 y se representan en la figura 31.

El análisis resultó significativo al nivel $p < 0.000$, aunque el porcentaje de la varianza explicada por el modelo descendió al 46%, un 24% menos respecto al coeficiente de determinación obtenido para los valores anuales (fig. 27, tabla 5). En la figura 31 se observa la elevada dispersión de los datos sobre la recta de regresión.

Al realizar el análisis de regresión individualmente para cada manejo, los coeficientes de determinación disminuyen en todos los casos (tabla 6). Todas las regresiones resultan significativas al nivel $p < 0.000$, excepto la del AB, con $p = 0.156$, que indica que en éste último caso no hay relación lineal entre la precipitación y la tasa de erosión por episodio de lluvia.

En la figura 32 puede observarse que para episodios con una precipitación acumulada similar, la tasa de erosión siempre es máxima en el BB. En el caso de las microparcels con cultivo de cebada, se observa que los valores máximos de pérdida de suelo corresponden al manejo CML y los mínimos al CNL, mientras que la recta de regresión del CLC se sitúa en una posición intermedia.

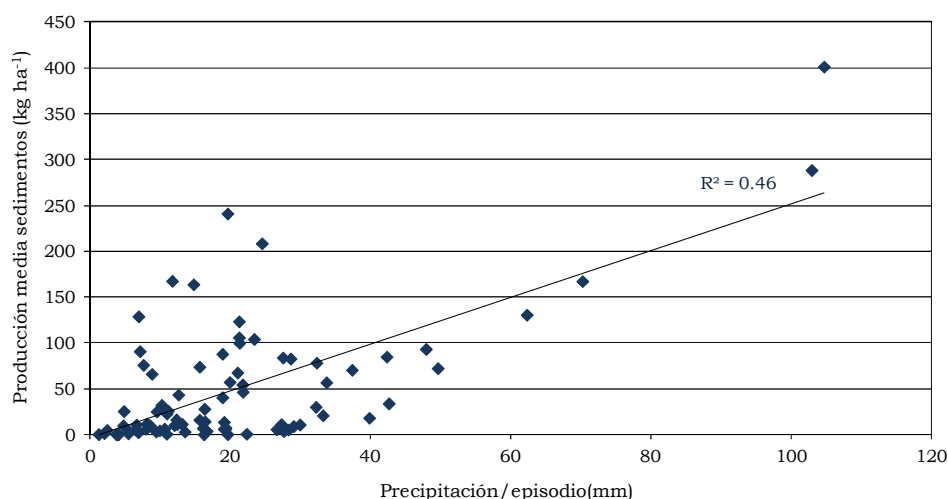


Figura 31. Análisis de regresión para la producción media de sedimentos y la precipitación acumulada por episodio de lluvia.

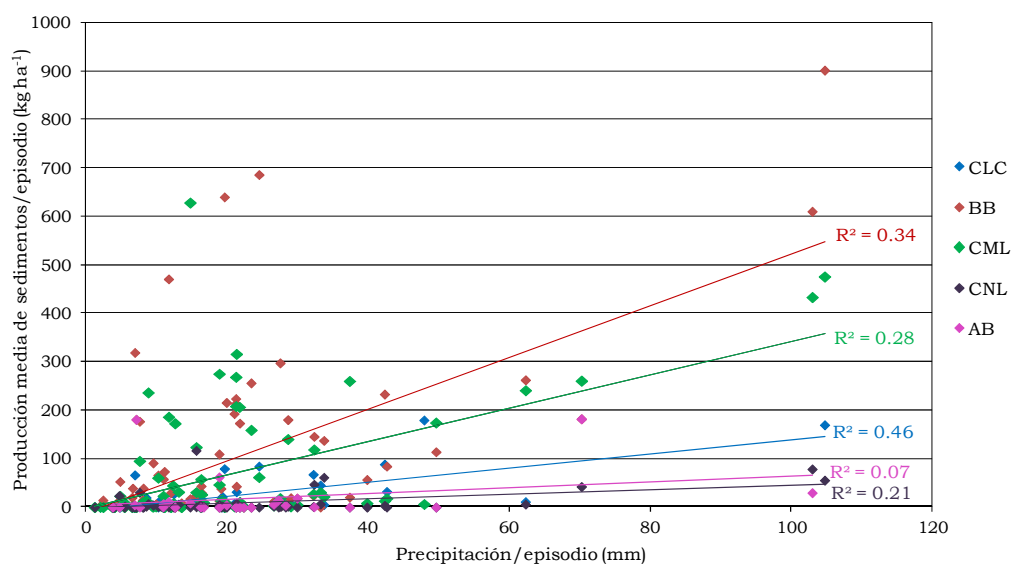


Figura 32. Análisis de regresión para la producción media de sedimentos y la precipitación acumulada por episodio de lluvia para cada manejo.

| Manejo | R ² | n | Ecuación | p |
|-------------|----------------|----|-----------------------------------|-----------|
| Valor medio | 0.46 | 85 | $S = -3.59 + 2.55 \cdot P$ | 0.000 *** |
| CLC | 0.46 | 55 | $S_{CLC} = -7.434 + 1.46 \cdot P$ | 0.000 *** |
| BB | 0.34 | 85 | $S_{BB} = -12.35 + 5.34 \cdot P$ | 0.000 *** |
| CML | 0.29 | 85 | $S_{CML} = 4.03 + 3.44 \cdot P$ | 0.000 *** |
| CNL | 0.21 | 69 | $S_{CNL} = -2.93 + 0.48 \cdot P$ | 0.000 *** |
| AB | 0.07 | 30 | $S_{AB} = 3.29 + 0.61 \cdot P$ | 0.156 NS |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 6. Resumen de los análisis de regresión realizados entre el volumen de escorrentía por episodio de lluvia (E) y la precipitación del episodio (P) para el conjunto de datos y de forma independiente para cada manejo.

b) Efecto del manejo sobre la producción de sedimentos. Diferencias entre manejos

Se realizó un análisis ANCOVA para la variable producción de sedimentos por episodio de lluvia, considerando la precipitación del episodio como covariable y el manejo como factor. De forma paralela los análisis de las respuestas hidrológicas (apdo. b del epígrafe 6.3.1.2), las comparaciones de las respuestas erosivas se realizaron entre pares de manejos, de manera que se introducen en cada análisis todos los episodios de lluvia que registraron tasas de erosión en alguna de las microparcels de los manejos comparados.

La tabla 7 muestra en su diagonal inferior las campañas empleadas en la comparación de cada par de manejos y en la superior un resumen de los resultados. La significación de la covariable precipitación no se incluye en la tabla anterior. No obstante, todos los análisis ANCOVA arrojaron valores significativos ($p<0.000$) para la covariable, lo que confirma la existencia de una fuerte relación lineal entre la precipitación y la producción de sedimentos.

Los resultados indican que el manejo ejerce una fuerte influencia en las producciones de sedimento registradas en las microparcels en los episodios de lluvia del periodo experimental. De las comparaciones realizadas, se han obtenido diferencias significativas a nivel $p<0.01$ y $p<0.001$ entre todos los manejos comparados, excepto entre el AB y el CNL ($p=0.141$), CML y CLC ($p=0.076$) y CML y BB ($p=0.146$), es decir entre los manejos situados en los dos extremos de mínima y máxima producción de sedimentos respectivamente. Cabe destacar que las diferencias entre CML y CLC son próximas a presentar significación estadística con un $p=0.076$; y que en cualquier caso la producción media de sedimentos en el CML (38.47 kg ha^{-1}) es un 93% superior a la tasa media obtenida para el CLC (19.96 kg ha^{-1}).

| | CNL | CML | CLC | BB | AB |
|-----|----------------------|--|--|--|--|
| CNL | - | N=69 7.76/81.18 $p=0.000$ *** | N=39 7.75/19.04 $p=0.036$ * | N=69 7.76/96.71 $p=0.000$ *** | N=30 7.77/17.86 $p=0.244$ NS |
| CML | 05/06 - 10/11 (6) | - | N=55 38.47/19.96 $p=0.076$ NS | N=85 67.05/98.83 $p=0.146$ NS | N=30 119.24/17.86 $p=0.000$ *** |
| CLC | 05/06 - 07/08 (3) | 03/04 - 07/08 (5) | - | N=55 19.96/89.96 $p=0.002$ ** | SIN EPISODIOS COMUNES |
| BB | 05/06 - 10/11 (6) | 03/04 - 10/11 (8) | 03/04 - 07/08 (5) | - | N=30 109.13/17.86 $p=0.001$ ** |
| AB | 08/09 - 10/11 (3) | 08/09 - 10/11 (3) | SIN CAMPAÑAS COMUNES | 08/09 - 10/11 (3) | - |

* $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 7. Resumen las comparaciones entre manejos para la producción media de sedimentos en episodios aislados de lluvia, realizadas mediante el análisis de Covarianza. En la diagonal inferior se indican las campañas empleadas en cada comparación. En la diagonal superior se indica para cada comparación por pares, el numero N de datos, los valores medios de producción de sedimentos (kg ha^{-1}) y el nivel p de la significación estadística entre las dos medias.

La figura 33 presenta la tasa de erosión media por manejo para todo el periodo experimental. En ésta, se observa nuevamente que el BB presenta la tasa media más elevada de 96.83 kg ha⁻¹ y con mayor rango de variación de los cinco manejos. Entre los manejos del cultivo de cebada destaca el CML con la tasa de erosión más elevada que asciende a 67.05 kg ha⁻¹; mientras que para el CLC la tasa de erosión se reduce a tan sólo 19.96 kg ha⁻¹, que equivalen a tan sólo el 30% de la anterior; y finalmente la tasa de erosión del CNL apenas asciende a 7.76 kg ha⁻¹, lo que equivale a un 12 % de la tasa del CML y a un 39 % de la tasa del CLC.

Por su parte, el AB registró una tasa media de erosión de 17.86 kg ha⁻¹. No obstante, este valor refleja las elevadas tasas de erosión registradas en los episodios ocurridos durante la primera campaña de aplicación de este manejo (2008/09), cuando el abandono se inició partiendo del suelo labrado y por tanto desnudo. Sin embargo, los episodios de las dos campañas posteriores, 2009/10 y 2010/11, apenas produjeron sedimentos.

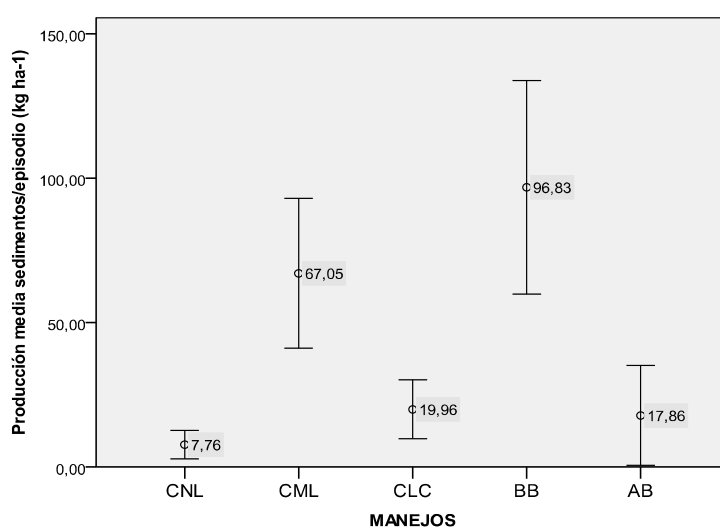


Figura 33. Producción media de sedimentos (kg ha⁻¹) por episodio de lluvia e intervalos de confianza al 95% correspondientes a cada manejo para el periodo experimental 2003/04 – 2010/11.

6.4. INFLUENCIA DEL TIPO DE SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS

Las propiedades de la capa superficial del suelo de la ladera experimental sobre el que se encuentran instaladas las microparcels presentan un gradiente de variación en el sentido de la pendiente, tal y como se ha expuesto en el capítulo 3 (apdo. 3.2.2.2). Dado que las 6 microparcels de cada manejo se encuentran dispuestas a lo largo de la ladera (fotos 1 y 2), cubriendo todo el espectro de variación de estas propiedades, es posible analizar si esta variabilidad edáfica influye en las respuestas hidrológicas y erosivas de las microparcels.

Las figuras 34 y 35 representan gráficamente las producciones medias de escorrentía y sedimentos registradas por episodio de lluvia en las 8 campañas agrícolas de experimentación, según la posición que ocupan las microparcels en la ladera. En ambas figuras, el eje x representa las posiciones de las microparcels. La posición 1 corresponde a las situadas en la parte inferior, y en el otro extremo, la posición 6 corresponde a las que ocupan la parte alta de la ladera. Para eliminar el efecto del manejo del suelo, en cada episodio se calculó para cada posición el valor medio de todos los manejos presentes,

obteniendo de esta manera un solo dato de producción media de escorrentía y sedimentos para cada episodio.

Las figuras 34a y 35a muestran la distribución de los datos de las campañas 2006/04 a 2010/11 mediante sendos diagramas de cajas, y las 34b y 35b las producciones medias del periodo experimental para cada posición. Todas ellas contienen un total de 246 datos microparcelsa/episodio, que suponen 82 datos en cada posición. Se descartaron previamente todos los episodios en los que ninguna microparcelsa registró escorrentía o sedimentos. Como se puede observar, las producciones de escorrentía y sedimentos presentan un gradiente a lo largo de la pendiente, disminuyendo ambas conforme se asciende en la ladera. No obstante, los análisis ANCOVA realizados para cada variable (producción de escorrentía y producción de sedimentos), con la precipitación del episodio como covariable y la posición de las microparcelsas como factor con 6 niveles, tan solo indican que las producciones de escorrentía muestran diferencias estadísticamente significativas ($p=0.003$) entre las distintas posiciones, y no en el caso de producción de sedimentos.

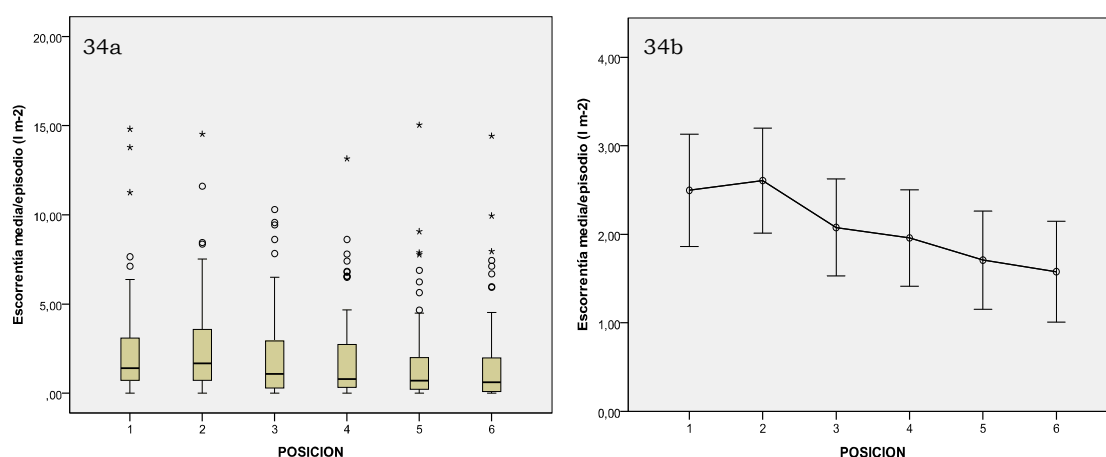


Figura 34. Producciones de escorrentía por episodio de lluvia (l m⁻²) en función de la posición que ocupan las microparcelsas en la ladera. La 34a muestra la distribución de los datos microparcelsa/episodio y la 34b la producción media correspondiente a cada posición para todos los episodios del periodo experimental 2003/04 – 2010/11. En ambas figuras, la posición 1 corresponde a las microparcelsas situadas en la parte inferior, y en el otro extremo, la posición 6 corresponde a las que ocupan la parte alta de la ladera.

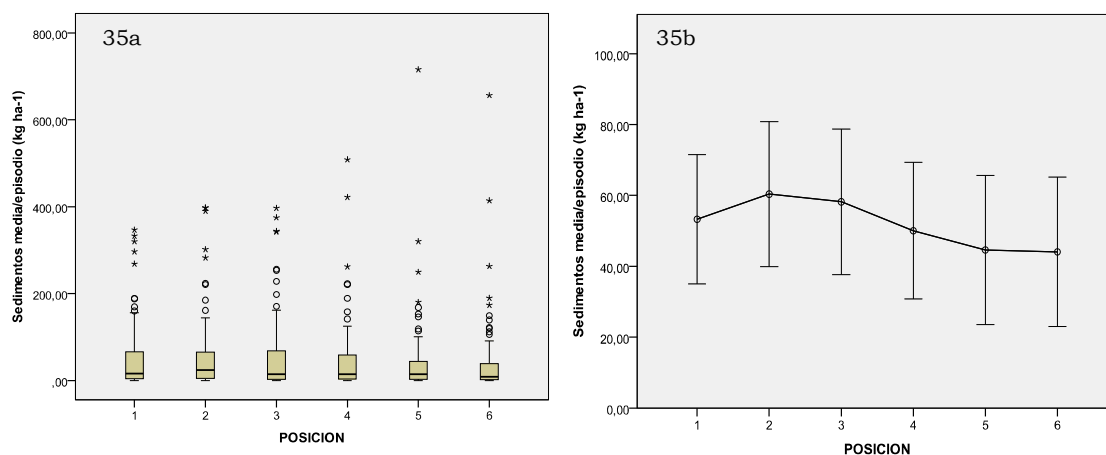


Figura 35. Producciones de sedimentos por episodio de lluvia (kg ha⁻¹) en función de la posición que ocupan las microparcelsas en la ladera. La 35a muestra la distribución de los datos microparcelsa/episodio y la 35b la producción media correspondiente a cada posición para todos los episodios del periodo experimental 2003/04 – 2010/11. En ambas figuras, la posición 1 corresponde a las microparcelsas situadas en la parte inferior, y en el otro extremo, la posición 6 corresponde a las que ocupan la parte alta de la ladera.

Una vez ha sido examinada la relación existente entre en las respuestas hidrológicas y erosivas de las microparcels y su ubicación en la ladera (figs. 34 y 35), los siguientes apartados analizan ambas respuestas, agrupando las 6 posiciones de las microparcels en tres tipos de suelo: I, II y III. La tabla 8 muestra una síntesis de las propiedades de estos tres tipos de suelo, así como la correspondencia entre éstos y las posiciones de las microparcels.

Como se puede apreciar en la tabla, existe un fuerte gradiente ladera abajo en la textura y en el contenido en materia orgánica del suelo, de tal forma que la textura se hace más grosera al mismo tiempo que se reduce el contenido en materia orgánica. Así, las microparcels de la parte baja de la ladera, posiciones 1 y 2, están situadas sobre el suelo tipo I, de textura arenoso-franca (Ar-fran) y un contenido de arcilla muy reducido (7.33 %); las que ocupan las posiciones centrales, 3 y 4, sobre el suelo II, de textura franco-arenosa (Fran-ar) con un 11.43% de arcilla; y las ubicadas en la parte alta, posiciones 5 y 6, se están sobre el suelo tipo III, de textura Fran-ar y con el mayor contenido en acilla de los tres suelos (17.40%).

| | SUELO I | SUELO II | SUELO III |
|---------------------------------------|------------------|-------------------|-------------------|
| Posiciones | 1 y 2 (abajo) | 3 y 4 (centro) | 6 y 7 (arriba) |
| Arena total (%) (USDA) 2.00 – 0.05 | 79.80 | 74.30 | 68.30 |
| Limo (%) (USDA) 0.05 – 0.002 | 12.73 | 14.27 | 15.27 |
| Arcilla (%) <0.002 | 7.33 | 11.43 | 17.40 |
| Clase Textural (USDA) | Ar-fran | Fran-ar | Fran-ar |
| Materia orgánica (%) | 0.5 – 0.6 | 0.6-0.7 | 0.7-0.8 |

Tabla 8. Propiedades de los tres tipos de suelo I, II y III) y correspondencia con las posiciones que ocupan las microparcels (1 a 6). Realizada a partir de los análisis de De Alba (1998) de la capa superficial de suelo de 15 cm de profundidad.

Además de los parámetros textura y materia orgánica, que fueron seleccionados como indicadores de la variedad espacial del suelo, el suelo tipo III presenta una mayor capacidad de retención de nutrientes debido a su composición granulométrica, ya que presenta un contenido más elevado de partículas coloidales que los suelos I y II, de texturas más gruesas (Conesa *et al.*, 1987). A su vez, la diferencia textural también da lugar a diferencias en la capacidad de retención de agua en el suelo, siempre superior en el suelo III (Fran-ar).

En los apartados 6.4.1. y 6.4.2. se analizan respectivamente la influencia del tipo de suelo en las producciones de escorrentía y sedimentos de las microparcels, independientemente del manejo aplicado en ellas.

6.4.1. Efecto del tipo de suelo en la producción de escorrentía

En la figura 36, se representan las producciones de escorrentía registradas por episodio de lluvia durante las campañas 2003/04 a 2010/11 (fig. 36a) y la producción media de escorrentía para el periodo experimental completo (fig. 36b) para los suelos I (Ar-fran), II (textura Fran-ar intermedia entre los suelos I y II) y III (Fran-ar). Tal y como se puede observar en ambas figuras, el tipo de suelo ejerce un efecto evidente sobre la respuesta

hidrológica. La producción media de escorrentía de las microparcels situadas en la parte inferior de la ladera (suelo I) es de 2.56 l m^{-2} , la correspondiente a la sección central (suelo II) es de 2.00 l m^{-2} y la de las ubicadas en la parte alta (suelo III) es de 1.61 l m^{-2} , lo que supone una reducción del 37% respecto a las de la parte baja (figura 36b).

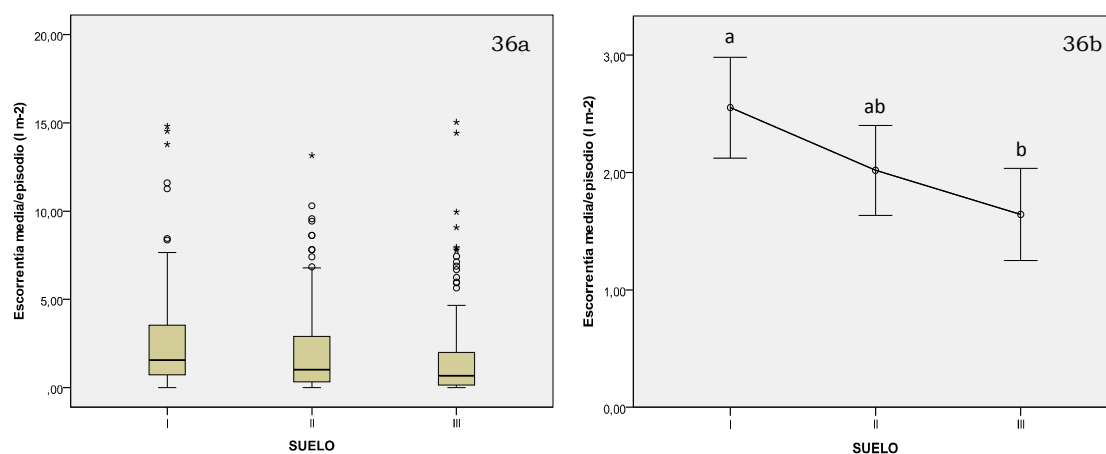


Figura 36. Producciones de escorrentía por episodio de lluvia (l m^{-2}) en función del tipo de suelo de las microparcels. La 36a muestra la distribución de los datos microparcels/episodio y la 36b la producción media correspondiente a cada tipo de suelo para el periodo experimental 2003/04 – 2010/11.

El análisis ANCOVA realizado para esta variable, considerando la precipitación del episodio como covariable y el tipo de suelo como factor, resultó estadísticamente significativo al nivel $p < 0.000$ (tabla 9). No obstante, en las comparaciones *post hoc* del análisis ANOVA equivalente, tras comprobar que la relación existente entre la precipitación y la escorrentía no afecta a la relación entre el factor suelo y la escorrentía, tan sólo se encontraron diferencias significativas entre los suelos I y III, situados en las posiciones extremas de la ladera (tabla 10 y fig. 36b). Lo que confirma la presunción de que el suelo de tipo II corresponde a una transición gradual entre los otros dos tipos de suelos situados en los extremos, y por lo tanto da lugar a una respuesta hidrológica intermedia.

| N | Nivel de significación | Post hoc | | |
|----|------------------------|----------|----|-------|
| | | 1 | 2 | 3 |
| 85 | 0.000 *** | 1 | - | 0.180 |
| | | 2 | NS | - |
| | | 3 | ** | NS |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 9. Resumen de los resultados del análisis de varianza y de los contrastes *post hoc* entre grupos para la producción de escorrentía microparcels/episodio en función de la tipo de suelo.

Así mismo, se realizó un análisis de regresión entre la producción media de escorrentía por episodio de lluvia en cada microparcels durante la serie experimental completa ($N=6$) y la distancia a la base de la ladera (5, 10 y 15 m) (fig. 37), entendiendo esta variable como sintética de las propiedades del suelo. El análisis ofreció un valor significativo ($p=0.000$) y un coeficiente de determinación $R^2=0.97$, que indican que ambas variables presentan una fuerte relación lineal inversa, reduciéndose la producción de escorrentía de las microparcels a medida que se asciende en la ladera.

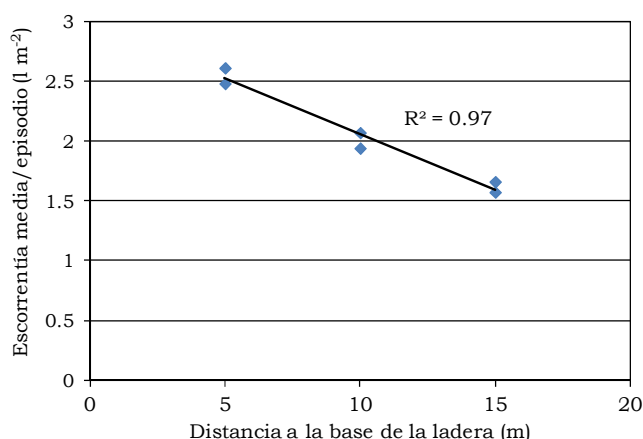


Figura 37. Análisis de regresión entre la producción media de escorrentía por microparcela/episodio y la distancia a la base de la ladera (N=6).

Representando las producciones medias de escorrentía de las microparcels en función del tipo de suelo en cada una de las campañas agrícolas del periodo experimental (fig. 38), se observa que se mantiene en prácticamente todos los casos la tendencia de reducción en la producción de escorrentía en el orden suelo I, II y III.

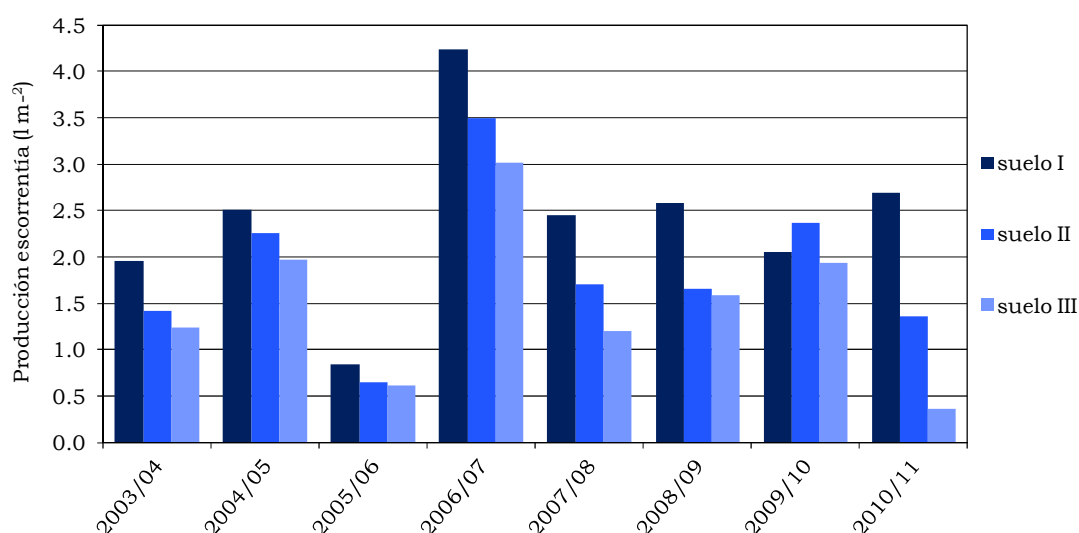


Figura 38. Producción media de escorrentía (l m⁻²) de las microparcels en función del tipo de suelo para cada una de las campañas de experimentación 2003/04 a 2010/11.

6.4.2. Efecto del tipo de suelo en la producción de sedimentos

Las figuras 39a y 39b representan las producciones de sedimentos registradas por episodio de lluvia durante las campañas 2003/04 a 2010/11 (fig. 39a) y la producción media de sedimentos para ese periodo completo (fig. 39b) para los suelos I (Ar-fran), II (intermedia entre los suelos I y II) y III (Fran-ar). Al igual que en el caso de la respuesta hidrológica, el tipo de suelo también ejerce un marcado efecto sobre la respuesta erosiva, existiendo un gradiente en la producción de sedimentos a lo largo de la ladera, de forma que las tasas de erosión registradas en las microparcels de la parte alta son inferiores a las de la parte baja.

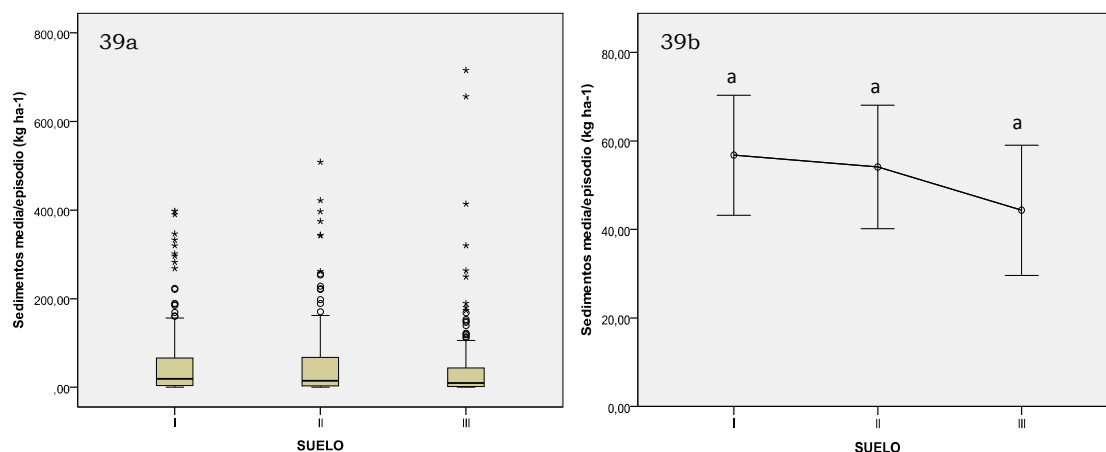


Figura 39. Producciones de sedimentos por episodio de lluvia (kg ha^{-1}) en función del tipo de suelo de las microparcelsas. La 39a muestra la distribución de los datos microparcelsa/episodio y la 39b la producción media correspondiente a cada tipo de suelo para el periodo experimental 2003/04 – 2010/11.

La producción media de sedimentos de las microparcelsas instaladas en el suelo I (parte inferior de la ladera) es de 58.2 kg ha^{-1} , la de las microparcelsas del suelo II (posiciones centrales) es de 54.71 kg ha^{-1} y la de las ubicadas en el suelo III (parte alta) es de 47.34 kg ha^{-1} (figura 39b). No obstante, el análisis ANCOVA no mostró diferencias significativas en la producción media de sedimentos entre los suelos I, II y III ($p=0.378$) a pesar de que la producción de las microparcelsas del suelo III presenta una reducción del 18.7% respecto a las del suelo I.

Por el contrario, el análisis de regresión realizado entre la producción media de sedimentos por episodio de lluvia en cada microparcelsa durante la serie experimental completa ($N=6$) y la distancia media a la base de la ladera (5, 10 y 15 m) (fig. 40) resultó significativo ($p=0.042$), demostrando que existe una relación lineal inversa entre la producción de sedimentos y la distancia a la base de la ladera y confirmando el gradiente observado en la figura 39b.

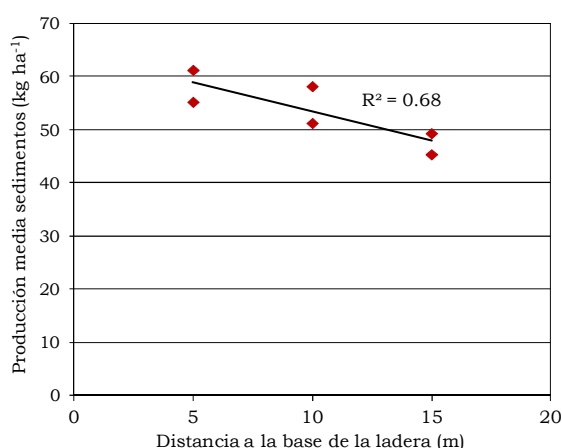


Figura 40. Análisis de regresión entre la producción media de sedimentos por microparcelsa/episodio y la distancia a la base de la ladera.

Por último, las producciones medias de sedimentos para los suelos I, II y III en cada una de las campañas agrícolas del periodo experimental (fig. 41), no muestran un patrón constante, existiendo una gran variabilidad en las respuestas erosivas de los tres tipos de suelo en

función de la campaña. La tendencia descrita anteriormente para el conjunto de datos no se mantiene en todas las campañas, invirtiéndose incluso en 2006/07.

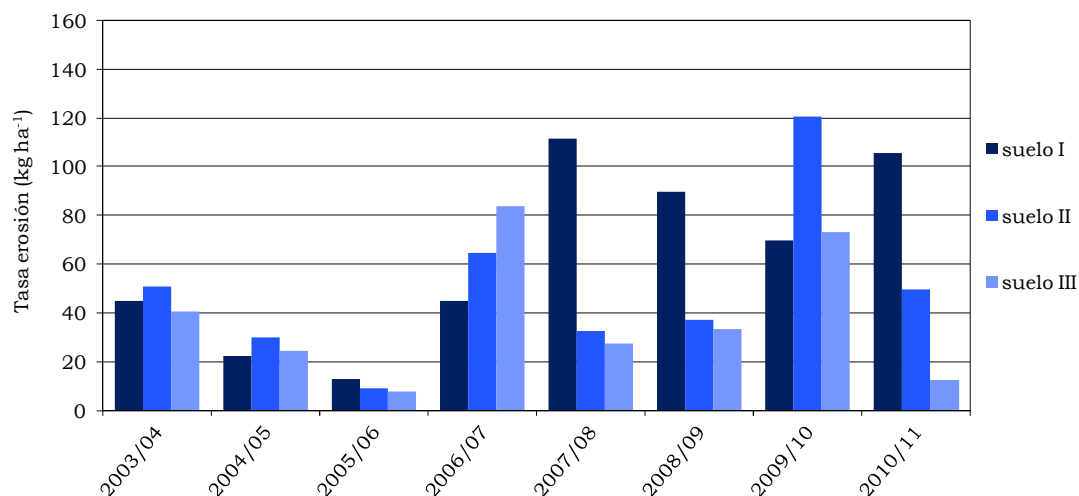


Figura 41. Producción media de sedimentos (kg ha⁻¹) de las microparcels en función del tipo de suelo para cada una de las campañas de experimentación 2003/04 a 2010/11.

6.5. INTERACCIÓN ENTRE EL TIPO DE SUELO Y EL MANEJO

Con el objetivo de evaluar si las prácticas agrícolas interfieren en las relaciones entre las propiedades del suelo y sus respuestas hidrológicas y erosivas se realiza el análisis de la influencia del tipo de suelo en las producciones de escorrentía y sedimentos de manera independiente para cada uno de los manejos aplicados en las microparcels: CNL, CML, CLC, BB y AB.

6.5.1. Interacción entre el tipo de suelo y el manejo en la producción de escorrentía

Para cada uno de los manejos se realizó un análisis ANCOVA para la producción media de escorrentía por episodio de lluvia, empleando la covariable precipitación y el factor tipo de suelo (I, II o III). En todos ellos, la covariable resultó significativa ($p=0.000$), mostrando la relación lineal existente entre la precipitación y la producción de escorrentía.

El factor tipo de suelo arrojó valores significativos a niveles $p<0.01$ y $p<0.001$ en todos los manejos excepto en el AB. En éste, las producciones de escorrentía de los suelos I, II y III no muestran diferencias significativas (tabla 10). En los 4 manejos restantes (CNL, CML, CLC y BB), se utilizaron las comparaciones *post hoc* de los análisis ANOVA equivalentes, para determinar entre qué tipos de suelo se encuentran las diferencias detectadas por el ANCOVA (tabla 10).

En los manejos CNL y CML los resultados muestran que las microparcels del suelo III presentan producciones de escorrentía significativamente diferentes a las de los suelos I y II, que a su vez, no muestran diferencias entre ellas. En los manejos CLC y BB, las comparaciones sólo resultan significativas entre los suelos I y III, que ocupan las posiciones extremas en la ladera.

| Manejo | N | ANCOVA Nivel de significación factor suelo | ANOVA Contrastes <i>post hoc</i> entre suelos I, II y III | | |
|--------|----|--|--|----|-------|
| | | | I | II | III |
| CNL | 66 | 0.000 *** | I | - | 0.676 |
| | | | II | NS | - |
| | | | III | NS | ** |
| CML | 85 | 0.000 *** | I | - | 0.939 |
| | | | II | NS | - |
| | | | III | ** | ** |
| CLC | 54 | 0.001 ** | I | - | 0.055 |
| | | | II | NS | - |
| | | | III | * | NS |
| BB | 85 | 0.008 ** | I | - | 0.588 |
| | | | II | NS | - |
| | | | III | * | NS |
| AB | 30 | 0.162 NS | - | | |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 10. Resumen de los resultados del análisis de covarianza ANCOVA para la producción de escorrentía por episodio de lluvia en función del tipo de suelo para cada manejo, y contrastes *post hoc* del análisis ANOVA equivalente, en el caso de encontrarse diferencias significativas.

Por otro lado, las figura 42 muestra para cada manejo (letras a, b, c, d, e) la producción de escorrentía media para cada microparcels en función de la distancia a la base de la ladera (5, 10 y 15 m), considerando la variable distancia como sintética y representativa de las propiedades del suelo en cada posición. Mediante análisis de regresión entre ambas variables, se comprobó si las tendencias obtenidas son significativas (tabla 11).

Los resultados muestran que todos los manejos excepto el AB y el CNL arrojaron relaciones significativas a niveles $p < 0.01$ y $p < 0.001$ (tabla 11). Así mismo, el CNL muestra una tendencia opuesta al resto de los manejos, con menores producciones de escorrentía en la parte baja de la ladera que en la superior (fig. 42a). Este resultado parece responder al aumento del grado de compactación subsuperficial del suelo que provoca la aplicación de las prácticas de NL, por el uso repetido de maquinaria pesada y la ausencia de cualquier tipo de labranza que descompacte la capa superficial de suelo (por ej. Burch *et al.*, 1986; Pelegrín *et al.*, 1990; y Gómez, 1999). Por otro lado, se ha observado que la compactación superficial aumenta con el porcentaje de arcilla en el suelo, por lo que en este caso resulta especialmente relevante en el suelo III de textura Fran-ar (de acuerdo con De Alba, 1998).

Los manejos CML, CLC y BB presentan una reducción significativa en la producción de escorrentía al ascender en la ladera, pasando del suelo I al III. El CLC muestra la mayor tasa de decremento con una reducción del 53%, seguida del CML, con un 47.2%, y del BB, con un 33.7% (figs. 42b, c y d). No obstante, el BB muestra las mayores producciones medias en los tres tipos de suelo (4.50 l m⁻² en el suelo I, 3.96 l m⁻² en el suelo II y 2.98 l m⁻² en el suelo III) y el CLC las menores (2.55 l m⁻², 1.44 l m⁻² y 1.20 l m⁻² en los suelos I, II y III respectivamente) (figs. 42b, c y d).

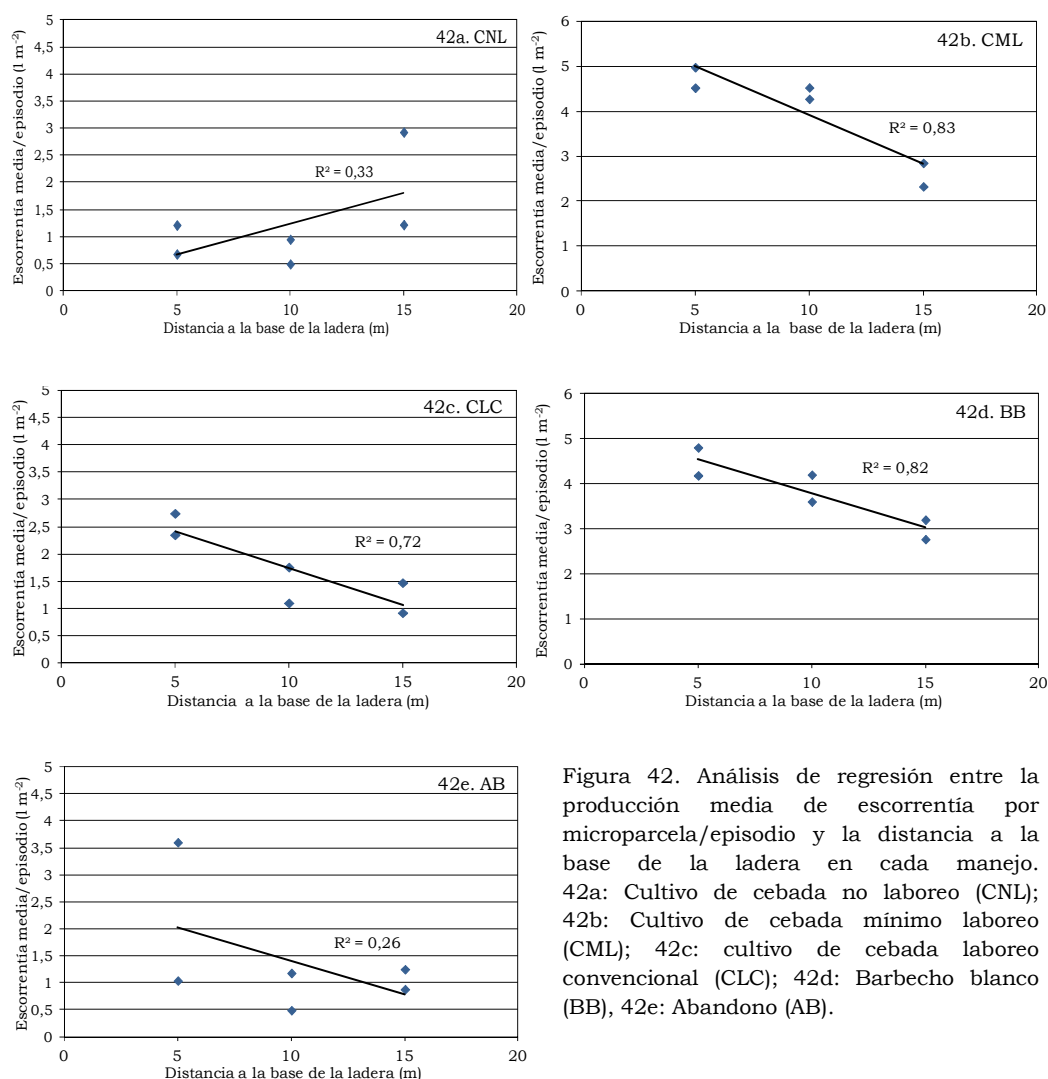


Figura 42. Análisis de regresión entre la producción media de escorrentía por microparcelsa/episodio y la distancia a la base de la ladera en cada manejo. 42a: Cultivo de cebada no laboreo (CNL); 42b: Cultivo de cebada mínimo laboreo (CML); 42c: cultivo de cebada laboreo convencional (CLC); 42d: Barbecho blanco (BB), 42e: Abandono (AB).

| Manejo | R ² | Nivel de significación |
|--------|----------------|------------------------|
| CNL | 0.33 | 0.229 NS |
| CML | 0.82 | 0.012 * |
| CLC | 0.72 | 0.032 * |
| BB | 0.82 | 0.012 * |
| AB | 0.25 | 0.305 NS |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 11. Resumen de los análisis de regresión entre la producción media de escorrentía por microparcelsa/episodio y la distancia a la base de la ladera en cada manejo (N=6).

En el AB, las microparcelsas de los suelos II y III y una de las microparcelsas del suelo I presentan producciones medias de escorrentía prácticamente iguales (0.83 l m⁻² y 1.06 l m⁻² y 1.04 l m⁻² respectivamente), mientras que la otra microparcelsa del suelo I muestra una producción mucho más elevada, de 3.6 l m⁻², que determina la tendencia que se observa en la figura 42e.

No obstante, esta diferencia no se debe a la variación de las propiedades del suelo, sino al efecto de la vegetación, que no se desarrolló de manera homogénea en las 6 microparcelsas del manejo. En la microparcelsa situada en la parte inferior de la ladera (posición 1, suelo I),

el grado de desarrollo de la vegetación fue mucho menor que en el resto, llegando a mostrar diferencias en el porcentaje de recubrimiento del 50%. En las fotos 5 y 6, tomadas en el mismo momento (2 años después del inicio del abandono), se puede apreciar esta variación.

Estas diferencias en el recubrimiento están directamente relacionadas con las producciones de escorrentía, que alcanzan las mayores tasas en la microparcela que presenta mayor porcentaje de suelo desnudo.



Fotos 5 y 6. Microparcelas con el manejo abandono (AB). La foto 5 (izqda.) corresponde a la microparcela situada en la base de la ladera (posición 1) y la foto 6 (dcha.) a una de las microparcelas de la parte central (posición 4). Ambas fotos están tomadas en el mismo momento, 2 años después del inicio del abandono

6.5.2. Interacción entre el tipo de suelo y el manejo en la producción de sedimentos

Los resultados de los análisis ANCOVA empleados para analizar el efecto del tipo de suelo sobre la producción de sedimentos en cada uno de los manejos mostraron significación estadística ($p=0.000$) para la covariable precipitación en todos los casos. Sin embargo, el factor tipo de suelo no resultó significativo en ninguno de ellos (tabla 12).

| Manejo | N | Significación factor suelo |
|--------|----|-------------------------------|
| CNL | 66 | 0.136 NS |
| CML | 85 | 0.092 NS |
| CLC | 54 | 0.059 NS |
| BB | 85 | 0.568 NS |
| AB | 30 | 0.162 NS |

* $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 12. Resumen de los resultados del análisis de varianza para la producción de sedimentos por episodio de lluvia en función del tipo de suelo para cada manejo.

A pesar de no haber diferencias estadísticamente significativas, los datos de campo muestran que la tasa de erosión varía en función de la posición que ocupa la microparcela en la ladera en todos los manejos, tal y como se puede observar en las figuras 43a a 43e.

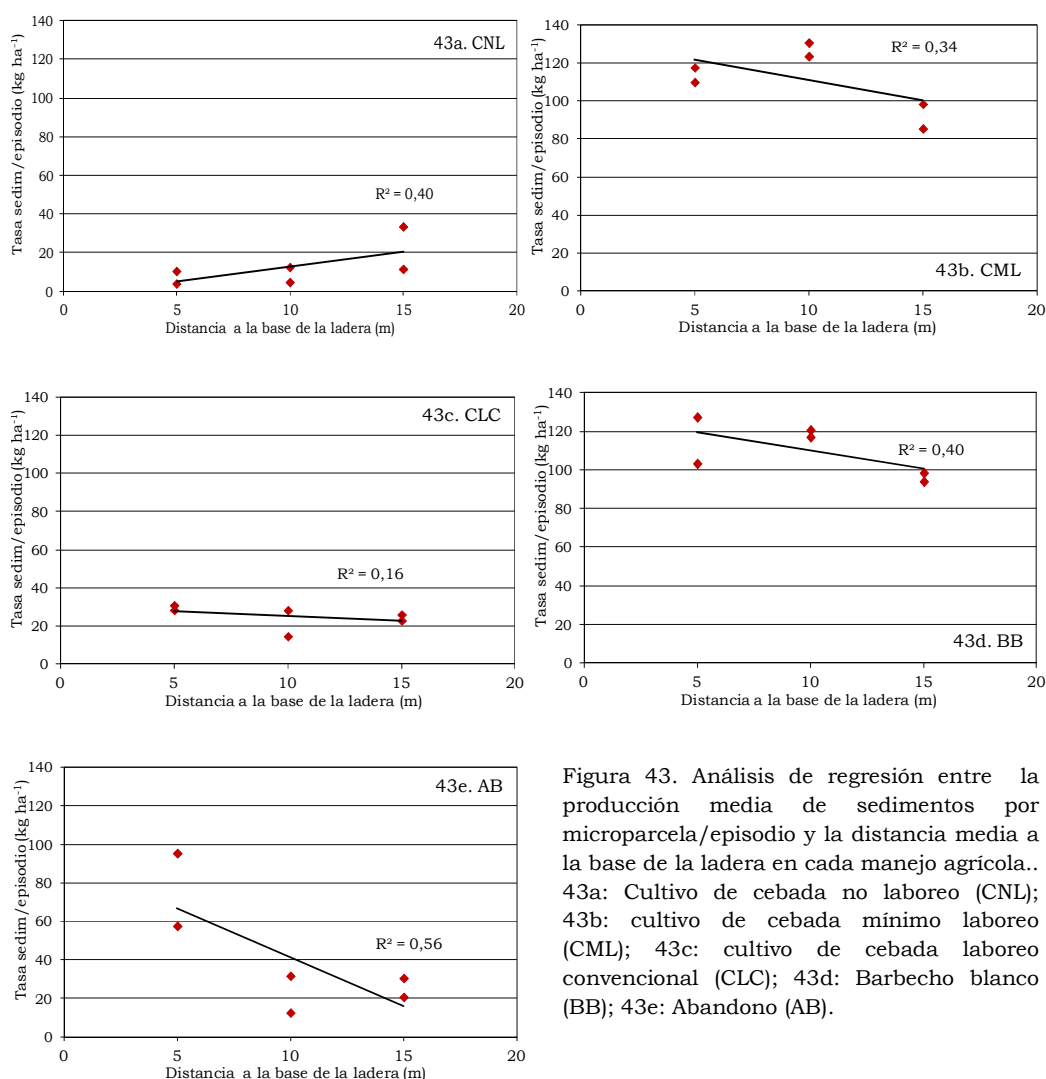


Figura 43. Análisis de regresión entre la producción media de sedimentos por microparcelsa/episodio y la distancia media a la base de la ladera en cada manejo agrícola.. 43a: Cultivo de cebada no laboreo (CNL); 43b: cultivo de cebada mínimo laboreo (CML); 43c: cultivo de cebada laboreo convencional (CLC); 43d: Barbecho blanco (BB); 43e: Abandono (AB).

| Manejo | R ² | Significación factor textura |
|--------|----------------|------------------------------|
| CNL | 0.40 | 0.175 NS |
| CML | 0.34 | 0.224 NS |
| CLC | 0.16 | 0.431 NS |
| BB | 0.40 | 0.175 NS |
| AB | 0.55 | 0.088 NS |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 13. Resumen de los análisis de regresión realizados entre las variables producción media de sedimentos por episodio de lluvia y la distancia media a la base de la ladera (N=6).

Destaca el CNL (fig. 43a), que muestra una tendencia opuesta al resto de los manejos, con mayores tasas de erosión en las microparcelsas del suelo III (22.51 kg ha⁻¹) que en las de los suelos I y II (7.21 l m⁻² y 8.61 kg ha⁻¹). Esta tendencia coincide con la observada en la producción de escorrentía (fig. 41a).

En el resto de los manejos, CML, CLC, BB y AB, las tasas de erosión disminuyen al alejarse las microparcelsas de la base de la ladera (figs. 43b a 43e), de tal manera que las menores tasas corresponden a las microparcelsas del suelo III, siguiendo el mismo patrón observado en la producción de escorrentía.

CML y BB muestran reducciones en la producción de sedimentos del 19% y 16% al pasar del suelo I al III y presentan las tasas de pérdida de suelo más elevadas. En el CML las producciones medias de sedimento son de 113.87 kg ha⁻¹ en el suelo I, 127.20 kg ha⁻¹ en el suelo II y 92.08 kg ha⁻¹ en el suelo III (fig. 42b); y en el BB, 115.23 kg ha⁻¹ en el suelo I, 118.73 kg ha⁻¹ en el suelo II y 96.19 kg ha⁻¹ en el suelo III (fig. 43d).

Por el contrario, el CLC presenta las tasas más reducidas y similares entre los tres tipos de suelos, con 29.80 kg ha⁻¹ en el suelo I, 21.62 kg ha⁻¹ en el suelo II y 24.54 kg ha⁻¹ en el suelo III (fig. 43c), que supone con tan sólo una reducción del 11% en el suelo III con respecto al suelo I.

En el caso de las microparcels de abandono (AB), de manera análoga a lo observado en la producción de escorrentía, una de las microparcels del suelo I presenta pérdidas de suelo muy superiores al resto (figura 43e). Este aumento no se debe a la variabilidad de las propiedades edáficas, sino que es consecuencia del menor desarrollo de la vegetación en la microparcela que ocupa la posición 1 (suelo I), tal como se observa en las fotos 5 y 6. Estas diferencias en el grado de cobertura del suelo, están por tanto directamente relacionadas con las producciones de sedimentos, que alcanzan las mayores tasas en la microparcela que presenta mayor porcentaje de suelo desnudo.

No obstante, a pesar de las claras tendencias observadas, los análisis de regresión realizados entre la producción de sedimentos y la distancia a la base de la ladera no resultaron significativos (tabla 13).

6.6. CONCLUSIONES

La serie de datos obtenida en el periodo experimental 2003/04 a 2010/11 dispone de 180 datos de producción de escorrentía y sedimentos por microparcela y campaña agrícola (l m⁻² año⁻¹; kg m⁻² año⁻¹), y 8046 datos de producción de escorrentía y sedimentos por microparcela y episodio de lluvia (l m⁻²; kg m⁻²).

En primer lugar, cabe destacar la gran variabilidad interanual y estacional de los resultados obtenidos en cuanto a la producción de escorrentía y sedimentos, así como entre los distintos factores considerados: manejo, tipo de suelo y de la interacción entre ambos.

6.6.1. Relación entre la precipitación acumulada y las producciones de escorrentía y sedimentos para el conjunto de microparcels

- La relación entre la precipitación y la producción de escorrentía resultó lineal y significativa, tanto a nivel anual como de episodio de lluvia. No obstante, en ambos casos el porcentaje de variabilidad observada fue moderada ($R^2=0.59$ en el análisis anual y $R^2=0.50$ en el análisis por episodios), que significa que no es posible predecir la producción de escorrentía únicamente a partir del volumen de precipitación, sino que es necesario tener en cuenta otros factores.

En la relación entre la precipitación y la producción de escorrentía anual se detectó la presencia de un umbral de precipitación, situado en torno a 579 mm, por debajo del cual, la producción de escorrentía se mantuvo constante alrededor de los 12 l m⁻² año⁻¹. Sin embargo, por encima de éste valor crítico, aumentó considerablemente con cada incremento en la precipitación hasta alcanzar el máximo de 69 l m⁻² año⁻¹. No obstante,

para validar y aumentar el grado de ajuste de este modelo, sería recomendable aumentar el número de campañas experimentales.

- La relación entre la precipitación y la producción de sedimentos para el conjunto de microparcels también resultó lineal y significativa, tanto a nivel anual como de episodio de lluvia. En el caso del análisis de los valores anuales, el modelo alcanzó un $R^2=0.70$. Mientras que el grado de dispersión de los datos se incrementó considerablemente en el análisis de los episodios de lluvia ($R^2=0.46$), indicando que, además de la precipitación acumulada, otros factores desempeñan un papel fundamental en los procesos erosivos.
- Las relaciones entre la precipitación acumulada y las producciones de escorrentía y sedimentos variaron considerablemente en función del manejo, coincidiendo las tendencias encontradas en ambos casos y tanto a nivel anual como de episodio de lluvia. Por un lado, los resultados demostraron que no existe una relación significativa entre la precipitación acumulada y las producciones de escorrentía y sedimentos en el AB, de hecho, este manejo registró producciones de escorrentía y sedimentos inapreciables o nulas a partir de la segunda campaña de aplicación. Por otro lado, el CML y el BB registraron las máximas producciones de escorrentía (E) y sedimentos (S) en los episodios y en las campañas más lluviosas, por lo que presentan rectas P/E y P/S mucho más inclinadas que el CLC y el CNL.

6.6.2. Influencia del manejo en la respuesta hidrológica

- Se detectaron claras diferencias en cuanto a la susceptibilidad del suelo a la generación de escorrentía en función del manejo aplicado. El porcentaje medio anual de episodios en los que se registró escorrentía fue mínimo en el CNL (4%). Mientras que en los manejos que incluyen prácticas de labranza, estos porcentajes fueron más elevados y aumentaron en el orden CLC (13.3%), CML (14.9), BB (16.4%).

En el caso del AB, el porcentaje anual de episodios con escorrentía se redujo de forma drástica desde el primer año de abandono (2008/09, 4.3%) hasta el tercero (2010/11, 0.3%) de forma paralela al desarrollo de la vegetación espontánea.

- El manejo también influyó de forma significativa en las pérdidas de agua por escorrentía. De los cinco manejos analizados, el BB registró la mayor producción media de escorrentía anual ($35.58 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), seguido del CML ($26.44 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, un 25% inferior al BB) y del CLC ($15.58 \text{ l m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, un 42% inferior al anterior). En el otro extremo, el CNL ($7.41 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) redujo la producción media de escorrentía un 78.6% respecto al BB, un 71.9% respecto al CML y un 52.4 % respecto al CLC.
- El AB respondió de forma similar al BB en la primera campaña (2008/09), ya que el abandono se inició con el suelo recién labrado a favor de la pendiente, mostrando ambos manejos las máximas producciones de escorrentía. Sin embargo, en la segunda y tercera campaña, las producciones de escorrentía se redujeron hasta alcanzar valores mínimos comparables con los del CNL. Es decir, el abandono redujo en tres campañas sin intervención la pérdida de agua por escorrentía en un 93.3%.

6.6.3. Influencia del manejo en la respuesta erosiva

- Las tasas de erosión registradas durante el periodo experimental fueron extremadamente variables en función del manejo aplicado. Los extremos correspondieron al CNL, que registró la tasa media de erosión anual más reducida ($89.04 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), y al BB, que registró una tasa media de erosión más de diez veces superior que la del CNL ($1044.22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

En el caso intermedio, el CML ($707.32 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) supuso una reducción del 32.3% respecto al BB y el CLC ($219.63 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) representó una reducción del 79%.

- El AB en su primera campaña (2008/09) registró la máxima tasa de erosión de los manejos presentes. Si bien, como consecuencia del progresivo desarrollo de la vegetación, las pérdidas de suelo fueron mínimas en la segunda campaña y despreciables en la tercera.

En resumen, los resultados anteriores permiten concluir que el recubrimiento del suelo resultó el método más eficaz para minimizar las producciones de escorrentía y sedimentos. Por tanto, los manejos CNL y AB (a partir de la segunda campaña de abandono) representaron la situación más favorable respecto a los procesos de erosión hídrica y se revelaron como los manejos más beneficiosos para la conservación del agua y el suelo en las condiciones experimentales. Por el contrario, el BB, desprovisto de cobertura durante la mayor parte del año, incrementó significativamente las pérdidas de agua y suelo por erosión.

6.6.4. Influencia del tipo de suelo sobre las producciones de escorrentía y sedimentos

- La disposición de las microparcels, a lo largo de una ladera que presenta un gradiente en las propiedades del suelo en el sentido de la pendiente, permitió demostrar que la variabilidad edáfica influye de manera significativa en las respuestas hidrológica y erosiva del suelo. Así, comparando los resultados obtenidos en las microparcels en función de su posición, se observó que las producciones de escorrentía y sedimentos disminuyeron progresivamente y de forma significativa a medida que se asciende en la ladera.
- En relación con las propiedades del suelo, la reducción en las producciones de escorrentía y sedimentos se produjo a medida que la textura del suelo se hizo menos grosera, pasando de una textura Ar-fran a una Fran-ar, al tiempo que se incrementó el contenido de materia orgánica al ir ascendiendo en la ladera. De manera que las microparcels situadas en el suelo Fran-ar (parte alta de la ladera) registraron una producción de escorrentía un 37.5% más reducida que las del suelo Ar-fran (parte alta) y una producción de sedimentos un 18.7% inferior.

Por tanto, frente a las mismas precipitaciones, el suelo Fran-ar resultó menos vulnerable frente a la acción de los procesos erosivos que el suelo Ar-fran. Hecho directamente relacionado con el mayor contenido en materia orgánica y la mayor capacidad de retención de nutrientes y de agua que presenta el suelo Fran-ar respecto al Ar-fran (en el cap. 9 se analizan las propiedades físicas y químicas de ambos tipos de suelos).

6.6.5. Interacción entre el tipo de suelo y el manejo

- Las variaciones en las propiedades del suelo no influyeron de la misma forma en los cinco manejos analizados.
- En los manejos CML, CLC y BBLC, tanto la producción de escorrentía como la de sedimentos fueron inferiores en el suelo Fran-ar (parte alta de la ladera) que en el Ar-fran (parte alta). Las reducciones observadas en la producción de escorrentía fueron del 42.7% en el CML, 52.8% en el CLC y 33.7% en el BBLC. Mientras que la producción de sedimentos registró reducciones inferiores e los tres manejos, siendo del 19% en el CML, 11% en el CLC y 16% en el BBLC.
- Por el contrario, el CNL presentó una tendencia opuesta, con menores producciones de escorrentía y sedimentos en el suelo Ar-fran que en el Fran-ar, respondiendo al aumento del grado de compactación subsuperficial del suelo que provoca la aplicación de las prácticas de NL, especialmente relevante en el suelo Fran-ar por su contenido superior en arcilla.
- En el caso del AB, no se encontró relación entre la variación de las propiedades edáficas y las respuestas hidrológica y erosiva, ya que las microparcels registraron producciones de escorrentía y sedimentos muy similares independientemente de su posición en la ladera.

7. EFECTO DEL TAMAÑO DE LA PARCELA SOBRE LA CUANTIFICACIÓN DE LA ESCORRENTÍA Y LA EROSIÓN

En el siguiente capítulo se revisa la importancia del tamaño de las parcelas experimentales en la medición de los procesos hidrológicos y erosivos. Tras una introducción sobre este asunto (apdo. 7.1), se comparan las producciones de escorrentía y sedimentos registradas en las parcelas tipo USLE y en las microparcels durante el periodo 2003/04-2010/11 (apdos. 7.2 y 7.3 respectivamente) y se analizan las posibles interacciones entre el tamaño de la parcela y los factores manejo (apdo. 7.4) y tipo de suelo (apdo. 7.5).

Finalmente, en el apartado 7.6 se exponen las principales conclusiones obtenidas.

7.1. LA IMPORTANCIA DE LA ESCALA EN EL ESTUDIO DE LOS PROCESOS EROSIVOS

Diferentes autores han demostrado que los procesos hidrológicos y geomorfológicos que controlan los procesos erosivos son dependientes de la escala, por ejemplo Walling (1983), Lal (1990), Evans (1993), Osterkamp y Toy (1997), Poesen y Hooke (1997), Cameraat (2000 y 2004), de Vente y Poesen (2005) o Puigdefábregas (2005), en Boix-Fayos *et al.* (2006). Por tanto, es de esperar que el tamaño de las parcelas influya directamente en la cuantificación de las producciones de escorrentía y sedimentos, tal como concluyen diversos autores (Carson y Kirby, 1972; Boix-Fayos, *et al.*, 2006; Cerdà, 2006; Balgarello *et al.*, 2004 y 2010, entre otros).

Se pueden establecer tres grandes grupos de tamaños de parcelas en relación con la finalidad de la investigación:

1. Microparcels (superficie inferior a 10 m²)

Presentan el tamaño más adecuado para la investigación detallada de aspectos básicos de los procesos erosivos (Morgan, 1986) como son: la erosión por impacto de las gotas de lluvia (*splash erosion*), el transporte de partículas de suelo por salpicadura, los mecanismos de erosión difusa por arroyada superficial (*overland flow*), la formación de costras y láminas de selladura superficiales, la estabilidad estructural de los suelos o los procesos de compactación superficial, entre otros. Así como para la cuantificación de procesos en términos relativos mediante la comparación de los resultados obtenidos en grupos de parcelas.

La principal ventaja que ofrecen las microparcels es que son instalaciones sencillas y económicas que permitan la realización de un elevado de replicaciones y ensayos, y muestrear diferentes ambientes y condiciones iniciales del suelo.

Las mayores limitaciones derivan de su reducido tamaño, ya que apenas presentan longitud para que se concentre la escorrentía por lo que la arroyada superficial va a desarrollar un escaso poder erosivo. Igualmente, la acción erosiva del impacto de las gotas de lluvia mediante fenómenos de turbulencia (Palmer, 1964) va a verse reducida por la escasez de escorrentía y de superficie disponible para generar láminas superficiales de agua y los mecanismos de generación de escorrentía también van a verse afectados por la ausencia de flujos de agua superficiales. Además, aumenta la importancia de la superficie afectada por el “efecto borde”.

En definitiva, el comportamiento hidrológico de las parcelas se ve fuertemente condicionado por factores ajenos a los procesos naturales, lo que impide cualquier posibilidad de extrapolación de las tasas de pérdida de suelo o de los coeficientes de

escorrentía al resto del paisaje (Morgan, 1986; Mutchler *et al.*, 1988; Lal, 1990, en De Alba, 1997).

2. Parcelas de tamaño medio (superficie menor de 200m²)

Corresponde al tamaño de parcelas más ampliamente extendido, y al tipo de parcela que sirvió para calibrar los distintos factores de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE, Wischmeier y Smith, 1978). La parcela considerada estándar y conocida como “parcela USLE” tiene una superficie total de 40.5 m², con una longitud de 22.1 m y 1.8 m de anchura, y una pendiente media longitudinal del 9%.

Con este tamaño de parcela se registra la pérdida de suelo resultante de la acción conjunta de procesos de erosión difusa (*splash erosion* y *overland flow*) y de erosión en regueros (*rill erosion*). La longitud de parcela mínima establecida para que se desarrollen estos procesos de reguización es de 10 m (Morgan, 1986; Mutchler *et al.*, 1988).

Algunos de los principales objetivos de estudio abordados con parcelas de tamaño medio citados por De Alba (1997) son: a) erodibilidad del suelo, b) influencia de factores topográficos, c) influencia del recubrimiento del suelo por la vegetación, residuos orgánicos, pedregosidad, etc., d) efecto de los distintos sistemas de manejo del suelo, prácticas de cultivo o medidas de conservación y restauración de suelos degradados, y e) tasas de pérdidas de suelo y generación de escorrentía para las condiciones experimentales dadas.

En general, se trata de instalaciones relativamente complejas y costosas que requieren un importante esfuerzo de montaje y mantenimiento, lo que limita en la práctica el número de réplicas y la variabilidad de factores a estudiar.

3. Parcelas de gran tamaño (superficie mayor de 200 m²)

El tamaño de la parcela es suficiente para que se puedan generar procesos de acarreamiento (*gully erosion*). Se registra de forma conjunta la pérdida de suelo ocasionada por procesos de erosión difusa, reguización y acarreamiento sin diferenciar entre las tasas parciales de los distintos procesos.

En este caso, las dimensiones de las parcelas dan la posibilidad de ensayar con prácticas de cultivo y técnicas de conservación únicamente aplicables a escala de ladera, como son el laboreo siguiendo las curvas de nivel, establecimiento de sistemas de terrazas, de infraestructuras de riego, cubiertas de vegetación de porte arbóreo, etc.

En este tipo de parcelas se reproduce de forma más realista el funcionamiento hidrológico natural de las laderas, se reduce al máximo la interferencia de las instalaciones y se incluye mayor variabilidad en cuanto a las características edáficas, morfológicas, relativas a la vegetación, etc., por lo que los resultados obtenidos son más fácilmente extrapolables al resto del paisaje. Sin embargo, la principal limitación consiste en la dificultad de encontrar parcelas de gran tamaño lo suficientemente similares como para poder realizar réplicas o establecer comparaciones entre los resultados obtenidos en parcelas con distintos tratamientos.

Por otro lado, diferentes autores han puesto de manifiesto las limitaciones de extrapolar datos de una escala a otra (po ej., Govers, 1991; Mannaerts, 1992; Cammeraat, 2002; Leser *et al.*, 2002 en Boix-Fayos *et al.*, 2006). De acuerdo con García Ruíz y López Bermúdez

(2009), un *upscaling* lineal desde la escala de detalle a otra más gruesa es imposible, ya que en los procesos erosivos hay muchos umbrales y procesos no lineales implicados a diferentes escalas.

No obstante, a pesar de la reconocida influencia de la escala a la que se estudian los procesos erosivos sobre las pérdidas de suelo, existen pocos estudios que aporten información cuantitativa sobre este aspecto (Cerdà, 2006; García Ruíz y López Bermúdez, 2010).



Fotos 1 a 5. Imágenes del campo experimental de La Higuera. Las microparcels encuentran dispuestas en filas de 6 unidades a lo largo de la pendiente, de forma paralela a las parcelas USLE.

En el campo experimental de La Higuera coexisten desde la campaña 2003/04 microparcels (0.29 m^2) y parcelas tipo USLE ($>33 \text{ m}^2$) en las que se han aplicado los mismos manejos agrícolas, de manera que es posible analizar la influencia del tamaño de la parcela en las producciones de escorrentía y sedimentos. Para ello, se han seleccionado los datos procedentes de los episodios de lluvia en los que alguna parcela o microparcels registró escorrentía durante el periodo 2003/04 – 2010/11, resultando un total de 98 episodios, de los que se dispone de un total de 4590 datos microparcels/episodio y 765 datos parcela/episodio de producciones de escorrentía y tasas de erosión.

Las descripciones de las características específicas de las parcelas y microparcels, así como de los manejos aplicados, se encuentran en los capítulos 5 y 6. Las fotos 1 a 5 muestran

diferentes imágenes del campo experimental, en las que se aprecia la situación de las microparcels instaladas a lo largo de la ladera de forma paralela a las parcelas USLE.

7.2. INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARCELA SOBRE LAS TASAS DE PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA

La figura 1 muestra la producción de escorrentía de las microparcels y de las parcelas tipo USLE durante el periodo 2003/04 – 2010/11, independientemente de los manejos aplicados en ellas. En la figura 1a se representan las producciones de escorrentía registradas en los 98 episodios de lluvia seleccionados y en la 1b la producción media de escorrentía para el periodo completo.

Como se puede observar, parcelas y microparcels presentan respuestas hidrológicas diferentes frente a los mismos episodios de lluvia. El rango de producción de escorrentía por episodio de las microparcels, que oscila entre 0.00 l m^{-2} y 13.82 l m^{-2} , es prácticamente el doble que el de las parcelas USLE, que fluctúa entre 0.00 l m^{-2} y 7.64 l m^{-2} (fig. 1a). Así mismo, la escorrentía media registrada en las microparcels también asciende a más del doble que la registrada en las parcelas USLE (1.73 l m^{-2} y 0.79 l m^{-2} respectivamente, fig. 1b).

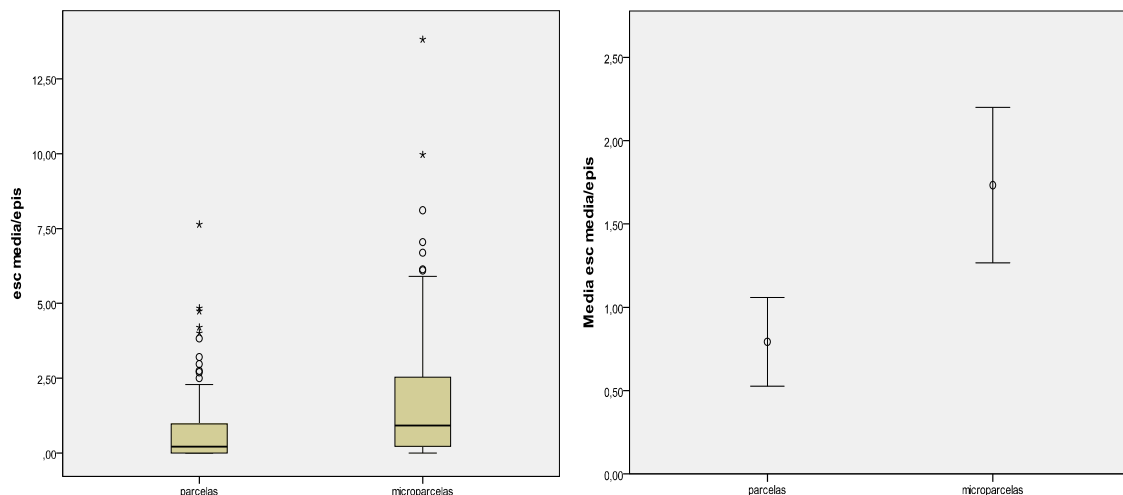


Figura 1. Producciones de escorrentía por episodio de lluvia (l m^{-2}) en función del tamaño de la parcela. La figura 1a (izq.) presenta la distribución de los datos parcela/episodio (diagramas de cajas y bigotes) y la 1b (dcha.) la producción media correspondiente a cada tamaño para el periodo experimental 2003/04 – 2010/11 con los intervalos al 95% de confianza.

Se realizó un análisis de covarianza ANCOVA, introduciendo la producción media de escorrentía como variable dependiente, la precipitación del episodio como covariable y el tamaño como factor con dos niveles: parcela y microparcels, con 98 datos (medias por episodios) en cada nivel. Los resultados obtenidos indicaron que la precipitación del episodio y la producción de escorrentía están linealmente relacionadas ($p < 0.000$) y confirmaron que el tamaño de la parcela ejerce un efecto significativo en la producción de escorrentía al nivel $p < 0.000$; de tal manera que la escorrentía se reduce de manera significativa cuando aumenta el tamaño de la parcela.

La reducción de la escorrentía con el aumento de la superficie de la parcela coincide con los resultados de Ceballos *et al.* (1998); Cantón *et al.*, 2001; Bargarello y Ferro (2004). Así

mismo, Cerdà, 2006, analizó los coeficientes de escorrentía de parcelas de diferentes tamaños con manejos agrícolas en Valencia, observando una tendencia a la reducción de la escorrentía con el aumento del área de las parcelas en los 6 manejos analizados. No obstante, otros autores han encontrado una relación poco clara entre el área de la parcela y la escorrentía, por ejemplo González Hidalgo *et al.* (1995).

Entre los factores causantes de este descenso del flujo de escorrentía con el aumento del área de la parcela, se pueden citar las variaciones dadas en el proceso de infiltración a lo largo de la ladera (Govers, 1991; Poesen y Brian, 1990) y la dinámica de los flujos hídricos, que puede causar que parte del agua infiltrada pueda retornar a la superficie, o bien que la escorrentía superficial pueda reinfiltrarse en zonas de mayor porosidad (Abrahams *et al.*, 1991 en Cerdà, 2006), provocando que no toda la escorrentía generada en la parcela llegue al colector. Este aspecto ha sido confirmado por diversos autores en ambientes Mediterráneos (Yair y Lavee, 1985; Lavee y Yair, 1990; Cerdà, 1996 y 1999) y en otras zonas climáticas semiáridas y húmedas (Dunne y Black, 1970; Dunne y Dietrich, 1980a; 1980b en Cerdà, 2006).

7.3. INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARCELA SOBRE LAS TASAS DE PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS

En la figura 2 se presenta la producción de sedimentos registrada en las microparcels y en las parcelas tipo USLE durante el periodo 2003/04 – 2010/11, con independencia de su manejo. En la figura 2a se representan las producciones medias de sedimentos registradas en los 98 episodios de lluvia seleccionados y en la 2b la tasa media de erosión para el periodo completo. A diferencia de las producciones de escorrentía (fig. 1), tanto los rangos de producción como las producciones medias de sedimentos son similares parcelas y microparcels, lo que sugiere que el tamaño no ejerce un efecto significativo en la producción de sedimentos.

Las producciones medias de sedimentos oscilan entre 0.00 kg ha⁻¹ y 568.48 kg ha⁻¹ en las parcelas y entre 0.00 kg ha⁻¹ y 400.91 kg ha⁻¹ en las microparcels. Al contrario que en la producción de escorrentía, el rango de variación de la tasa de erosión es mayor en las parcelas USLE que en las microparcels. Las medias resultantes de los 98 episodios seleccionados son similares para los dos tamaños, siendo de 41.21 kg ha⁻¹ en las parcelas y 42.45 kg ha⁻¹ en las microparcels.

Los resultados del análisis de covarianza ANCOVA, realizado para la producción media de sedimentos por episodio, con la covariable precipitación y el factor tamaño (parcela o microparcels), indican que la precipitación está linealmente relacionada con la erosión ($p=0.000$) y confirman que no hay diferencias significativas en las producciones de sedimento entre parcelas USLE y microparcels ($p= 0.890$).

El hecho de obtener producciones similares de sedimentos en las parcelas y microparcels mientras que las producciones de escorrentía son significativamente más elevadas en las microparcels, pone de manifiesto que los valores medios de concentración de sedimentos (g l⁻¹) son superiores en las escorrentías recogidas en las parcelas tipo USLE (53.73 g l⁻¹) que en las microparcels (24.39 g l⁻¹). En consecuencia, los resultados muestran que la escorrentía desarrolla una mayor capacidad erosiva y de transporte de sedimentos por unidad de volumen en las parcelas respecto a las microparcels. De este modo, se confirma que los fenómenos erosivos se ven fuertemente limitados en el caso de las microparcels por su escasa superficie colectora, lo que impide que se desarrollen una buena parte de los

fenómenos erosivos asociados a la concentración de la escorrentía superficial, ya sea en forma de flujos convergentes o de lámina de agua, como es el caso de los procesos de incisión lineal o en general de *rill erosion*, pero también de erosión difusa o *interrill erosion*, respectivamente. Por tanto, la falta de diferencias en las tasas medias de erosión registradas con los dos tamaños de parcela podría corresponder básicamente a un “artefacto estadístico”, dado que la menor producción de escorrentía en las parcelas de mayor tamaño se ve compensado por la menor erosividad de la escorrentía en la microparcela, contrarrestándose ambos efectos.

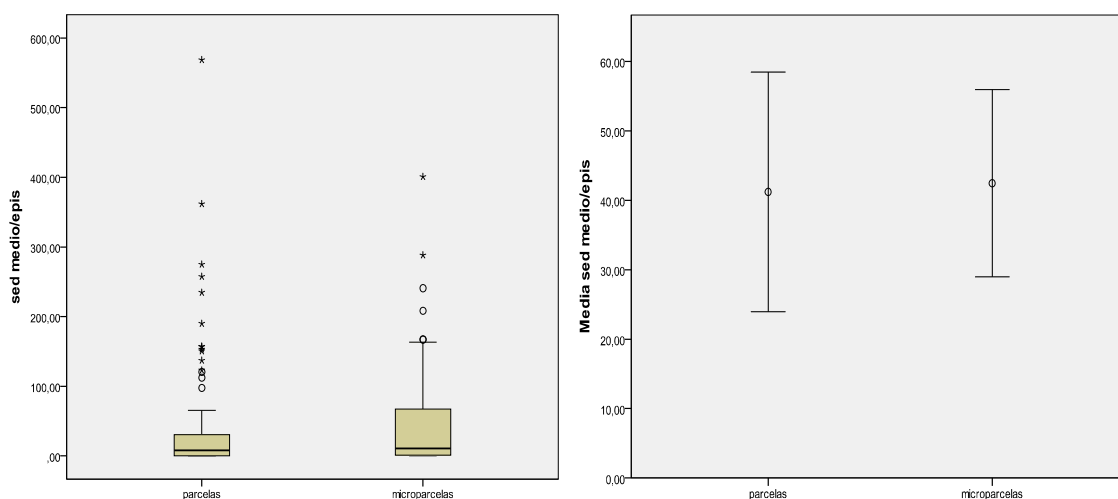


Figura 2. Producciones de sedimentos por episodio de lluvia (kg ha^{-1}) en función del tamaño de la parcela. La figura 2a (izq.) muestra la distribución de los datos parcela/episodio (diagramas de cajas y bigotes) y la 2b (dcha.) la producción media correspondiente a cada tamaño para el periodo experimental 2003/04 – 2010/11 con los intervalos al 95% de confianza.

7.4. INTERACCIÓN ENTRE EL TAMAÑO DE LA PARCELA Y EL MANEJO AGRÍCOLA

Durante las campañas 2003/04 a 2010/11, un total de cinco modelos diferentes de manejo agronómico fueron aplicados tanto en las microparcelas como en las parcelas tipo USLE: cultivo de cebada con prácticas de no laboreo (CNL), cultivo de cebada con prácticas de mínimo laboreo (CML), cultivo de cebada con prácticas de laboreo convencional (CLC), barbecho blanco (BB) y abandono (AB) fueron aplicados. A continuación, se analiza y compara la influencia del tamaño en la respuesta hidrológica y erosiva en cada uno de los manejos anteriores, para comprobar si el manejo del suelo ejerce algún tipo de interacción con el efecto del tamaño de la parcela.

7.4.1. Interacción entre el tamaño de la parcela y el manejo agrícola sobre la producción de escorrentía

La figura 3 representa gráficamente las producciones medias de escorrentía en función del tamaño de la parcela en los diferentes manejos estudiados. Como se puede apreciar, en todos ellos se mantiene clara la tendencia a la reducción del volumen de escorrentía con el aumento del tamaño de la parcela. El factor de reducción (producción media microparcela/producción media parcela) oscila entre 10.87 en el AB ($0.87/0.08 \text{ l m}^{-2}$) y 1.63

en el CML ($2.11/1.30 \text{ l m}^{-2}$). Siendo para el resto de manejos: 7.01 en el CLC ($1.20/0.17 \text{ l m}^{-2}$), 5.18 en el CNL ($0.57/0.11 \text{ l m}^{-2}$) y 1.90 en el BB ($2.92/1.55 \text{ l m}^{-2}$).

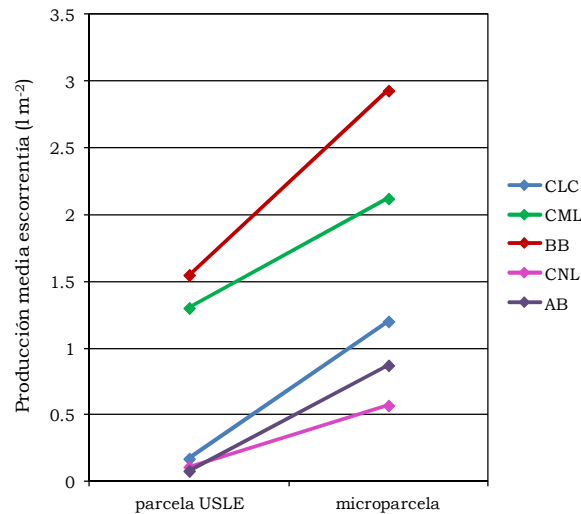


Figura 3. Producción media de escorrentía (l m^{-2}) por manejo en función del tamaño de la parcela.

Así mismo, en los análisis ANCOVA, considerando la producción de escorrentía por episodio de lluvia como variable dependiente, la precipitación del episodio y el tamaño como factor con dos niveles: parcela y microparcela, se obtuvieron diferencias significativas para el factor tamaño en todos los manejos, con p valores entre 0.000 y 0.026 (tabla 1). Ello indica que, independientemente del manejo aplicado en el suelo, el tamaño de la parcela ejerce un efecto significativo en la producción de escorrentía.

| Manejo | N | Significación covariable precipitación | Significación factor tamaño |
|--------|----|--|-----------------------------|
| CNL | 79 | 0.000 *** | 0.004 ** |
| CML | 98 | 0.000 *** | 0.026 * |
| CLC | 65 | 0.000 *** | 0.000 *** |
| BB | 98 | 0.000 *** | 0.001 ** |
| AB | 33 | 0.103 NS | 0.013 * |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 1. Resumen del análisis de varianza para la producción media de escorrentía por episodio de lluvia en función del tamaño de la parcela, la covariable precipitación del episodio y el factor tamaño con 2 niveles: parcela y microparcela.

El nivel de significación de la covariable precipitación (tabla 1) resultó significativo en todos los manejos excepto en el abandono (AB), indicando que en este manejo no existe una relación lineal entre la precipitación y la producción de escorrentía.

7.4.2. Interacción entre el tamaño de la parcela y el manejo agrícola sobre la producción de sedimentos

Las producciones medias de sedimentos en relación con el tamaño de la parcela en los diferentes manejos estudiados se muestran en la figura 4. De la misma manera que las tasas de erosión consideradas para todos los manejos en conjunto (fig. 2), no se aprecian diferencias contundentes en las respuestas erosivas de parcelas y microparcelas en ningún manejo.

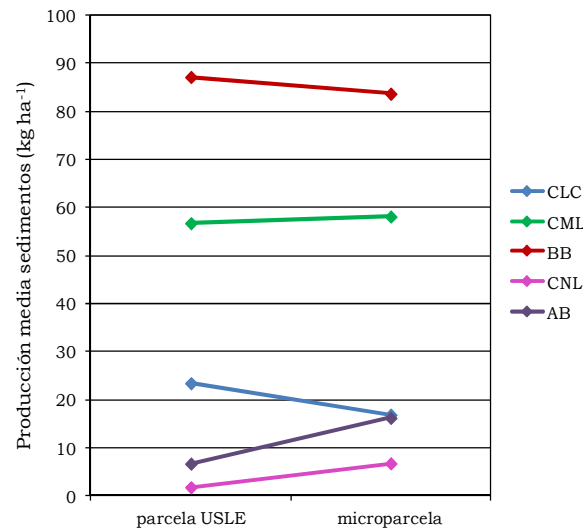


Figura 4. Producción media de sedimentos (kg ha^{-1}) por manejo en función del tamaño de la parcela.

Así mismo, no se encontraron diferencias significativas en los análisis de covarianza realizados para la variable producción de sedimentos por episodio de lluvia, considerando la precipitación del episodio como covariable y el tamaño como factor (tabla 2).

| Manejo | N | Significación covariable precipitación | Significación factor tamaño |
|--------|----|--|-----------------------------|
| CNL | 79 | 0.000 *** | 0.035 * |
| CML | 98 | 0.000 *** | 0.945 NS |
| CLC | 65 | 0.030 * | 0.653 NS |
| BB | 98 | 0.000 *** | 0.906 NS |
| AB | 33 | 0.045 * | 0.263 NS |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 2. Resumen del análisis de varianza para la producción media de sedimentos por episodio de lluvia en función del tamaño de la parcela y la covariable precipitación del episodio.

7.5. INTERACCIÓN ENTRE EL TAMAÑO DE LA PARCELA Y EL TIPO DE SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS

Cabría pensar que las diferencias entre las respuestas hidrológicas y erosivas de parcelas USLE y microparcels podrían deberse a la variación del tipo de suelo existente entre las microparcels. Por este motivo, se han comparado de manera individual las producciones medias de escorrentía y sedimentos de las parcelas USLE con las de las microparcels situadas en los tres tipos de suelo presentes en el campo experimental (suelos I, II y II, ver capítulo 6, apartado 6.4). Las figuras 5a y 5b muestran estas producciones medias y la tabla 3 el resumen de los análisis de covarianza realizados para cada tipo de suelo, para las variables producción media de escorrentía y producción media de sedimentos, con la precipitación como covariable y el tamaño (parcela o microparcela) como factor.

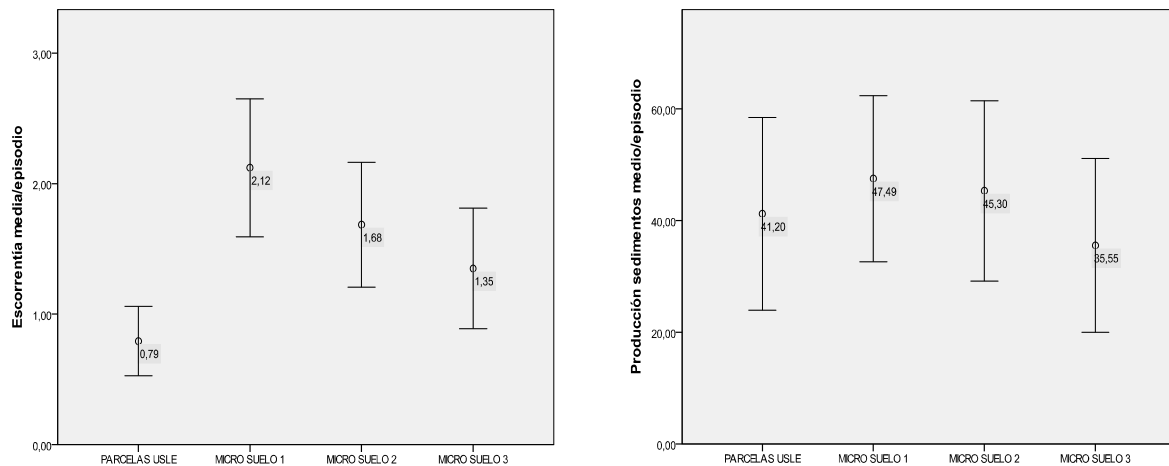


Figura 52. Producción media de escorrentía (52a, izq.) y de sedimentos (52b, dcha.) por episodio de lluvia de las parcelas USLE y de las microparcels de los suelos I, II y III durante el periodo experimental.

| Producción Escorrentía/episodio (N=98) | Microparcels suelo I | Microparcels suelo II | Microparcels suelo III |
|--|-------------------------|--------------------------|---------------------------|
| Parcelas USLE | 0.000 *** | 0.000 *** | 0.000 *** |
| Producción Sedimentos/episodio (N=98) | Microparcels suelo I | Microparcels suelo II | Microparcels suelo III |
| Parcelas USLE | 0.581 NS | 0.412 NS | 0.763 NS |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 3. Resumen de los análisis de covarianza realizados para las variables producción media de escorrentía y producción media de sedimentos por episodio de lluvia en cada tipo de suelo, en función del tamaño de la parcela y la covariable precipitación del episodio.

Los resultados obtenidos establecen que, en los tres tipos de suelo, existen diferencias significativas entre las producciones de escorrentía de las parcelas USLE y las de las microparcels, confirmando la influencia que ejerce el tamaño de la parcela en las producciones de escorrentía. Así mismo, los análisis relativos a las producciones de sedimento, no ofrecieron resultados significativos entre las parcelas y las microparcels en ninguno de los 3 tipos de suelo.

7.6. CONCLUSIONES

Se recogen a continuación las principales conclusiones obtenidas a lo largo del capítulo:

- La presencia simultánea de microparcels (0.29 m²) y parcelas USLE (67.5 m²) en el campo experimental ha permitido afirmar que el tamaño de la parcela ejerce un efecto significativo en la respuesta hidrológica y erosiva.
- Los resultados obtenidos han mostrado que las parcelas presentan una respuesta hidrológica diferente en función de su tamaño. Se ha observado una importante reducción en la producción de escorrentía con el aumento de la superficie de la parcela. La escorrentía media registrada en las microparcels ascendió a más del doble que la registrada en las parcelas USLE.

- No se obtuvieron diferencias en la producción de sedimentos en función del tamaño, lo que significa que la concentración de sedimentos en la escorrentía es superior en las escorrentías recogidas en las parcelas tipo USLE que en las microparcels. Todo ello indica que la escorrentía desarrolla una mayor capacidad erosiva y de transporte de sedimentos por unidad de volumen en las parcelas respecto a las microparcels, en las que los fenómenos erosivos se ven fuertemente limitados por su escasa superficie colectora.
- Se comprobó que los resultados anteriores se mantienen con independencia del manejo aplicado y del tipo de suelo sobre el que se encuentran instaladas las parcelas, por lo que puede concluirse que no hay interacción entre estos factores, manejo y tipo de suelo, y el tamaño de la parcela.

Con independencia del efecto del tamaño de la parcela, es importante tener presente que las parcelas experimentales son muestras aisladas del paisaje, por lo que las tasas de escorrentía y erosión obtenidas, independientemente del tamaño de la parcela, son específicas de sus características concretas, y por ello nunca son directamente extrapolables al resto del paisaje. Si bien, constituyen la base de datos fundamental para la construcción y calibración de modelos hidrológicos y de erosión de mayor aplicación espacial.

8. COMPARACIÓN ENTRE LAS TASAS DE EROSIÓN OBSERVADAS Y LAS ESTIMADAS MEDIANTE LA RUSLE PARA EL BARBECHO BLANCO

El objetivo principal de este capítulo es analizar el grado de ajuste de las tasas de erosión estimadas por el modelo empírico RUSLE con respecto a las registradas en la parcela experimental de barbecho blanco durante la fase experimental 1993/94-2009/10 y realizar una primera validación del potencial predictivo del modelo para las condiciones específicas del área de experimentación (apdo. 8.3).

Previamente, se realiza una introducción sobre los modelos de erosión (apartado 8.1) y se dedica un apartado a la presentación del modelo RUSLE y de cada uno de los parámetros que lo constituyen (apdo. 8.2). Finalmente, en el apartado 8.4 se destacan las principales conclusiones obtenidas.

8.1. LOS MODELOS DE EROSIÓN

Desde hace varias décadas, la investigación aplicada sobre la erosión se ha centrado en el desarrollo de modelos de simulación numérica por computador. Estos modelos permiten evaluar espacialmente la ocurrencia de los fenómenos de erosión, analizar su evolución temporal y simular los efectos de cambios en las variables climáticas y paisajísticas como por ejemplo en el uso del suelo (Alatorre y Beguería, 2009). Así mismo, los elevados costes económicos, la necesidad de equipamiento y la limitada área de aplicación de algunas técnicas de medida directa convierten a los modelos de predicción en herramientas de uso frecuente en la investigación de los procesos de erosión y redistribución del suelo (López Vicente, 2007).

Muestra del interés sobre los modelos de erosión y producción de sedimento es su adopción por parte de las administraciones públicas, las cuales se han encargado en múltiples ocasiones del desarrollo y aplicación de este tipo de modelos. Este es el caso, por ejemplo, del Departamento de Agricultura (USDA) de los EEUU, responsable de los modelos USLE (*Universal Soil Loss Equation*, Wischmeier y Smith, 1978), RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*, Renard *et al.*, 1997) y WEPP (*Water Erosion Prediction Project*, Nearing *et al.*, 1989) entre otros, y de otras agencias similares en la Unión Europea, con el desarrollo de modelos como EUROSEM (*European Soil Erosion Model*, Morgan *et al.*, 1998) o PESERA (*Pan-European Soil Erosion Risk Assessment*, Kirby *et al.*, 2000).

Así mismo, en los últimos años se observa un incremento en el número de publicaciones científicas SCI (*Science Citation Index*) que utilizan modelos de predicción para abordar la investigación de la erosión (López Vicente, 2007) (fig. 1).

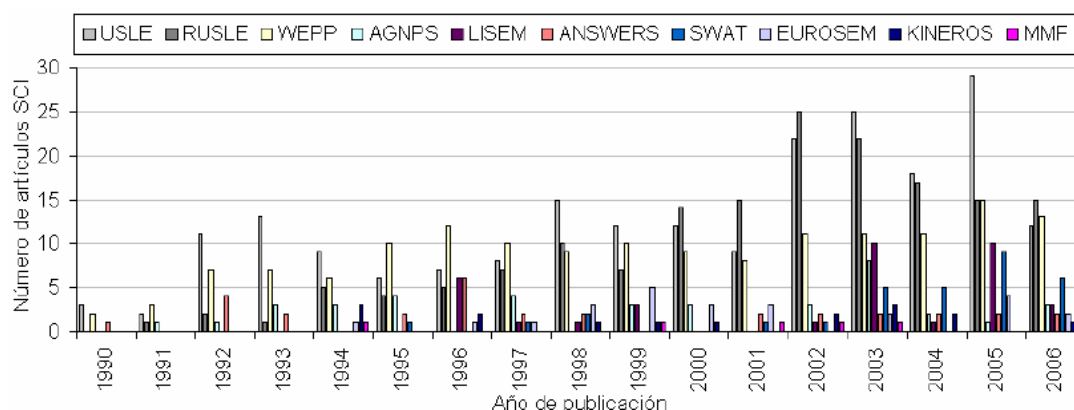


Figura 1. Publicaciones en revistas del SCI de los principales modelos de predicción de la erosión (tomado de López Vicente, 2007, fuente: ISI Web of Knowledge).

Sin embargo, los modelos de erosión presentan diversas limitaciones debido entre otras razones, a la gran heterogeneidad de las propuestas existentes, al desconocimiento sobre aspectos como las asunciones de los modelos, la incertidumbre de los resultados, la escasa información de campo disponible para su validación y calibración, etc. que pueden derivar en la obtención de resultados e interpretaciones erróneas. Por tanto, es recomendable que su aplicación no se realice de forma sistemática y generalizada sin tener en cuenta todos los factores anteriores.

Dependiendo de la forma matemática que adopta la descripción de los procesos físicos que se simulan, los modelos de erosión pueden ser clasificados en tres categorías (Merritt *et al.*, 2003 en Alatorre y Beguería, 2009): empíricos, conceptuales y de base física.

1. Modelos empíricos: se basan en el análisis estadístico (fundamentalmente de regresión) de una serie de observaciones. Tienen una orientación fundamentalmente predictiva y son en general de tipo métrico-estático, es decir, no ofrecen una visión dinámica del proceso sino que se orientan a la predicción de valores medios a largo plazo.

Son normalmente los más sencillos y su aplicación requiere menos datos de partida que los modelos conceptuales y físicos, por lo que son los más utilizados en la práctica como herramienta de planificación. Si bien, a pesar de su popularidad han recibido diversas críticas, ya que generalmente ignoran la heterogeneidad temporal y espacial que existe dentro de la unidad de estudio y al basarse exclusivamente en relaciones estadísticas obtenidas a partir de una base de datos, su extrapolación a otras áreas de estudio o a condiciones diferentes resulta difícil de justificar.

Los modelos empíricos más usados son las ecuaciones USLE (*Universal Soil Loss Equation*, Wischmeier y Smith, 1978) y RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation* Renard *et al.*, 1997), que a su vez han servido de base para el desarrollo de otros modelos como ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulator*, Beasley *et al.*, 1989), EPIC (*Erosion Productivity Impact Calculator*, Sharpley y Williams, 1990) o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*, Arnold, 1996).

2. Modelos conceptuales: tienen como objetivo describir los principales procesos físicos que gobiernan la erosión y se basan para ello en la representación del sistema de erosión como una serie interna de almacenamientos entre los que se establecen relaciones matemáticas sencillas, controladas por parámetros que deben determinarse por calibración a partir de datos observados. La mayor dificultad asociada a este tipo de modelos es la determinación de los valores de estos parámetros, ya que estos generalmente no se corresponden con parámetros físicos mensurables y deben ser ajustados mediante un proceso de calibración.

Algunos ejemplos de este tipo de modelos son: AGNPS (*Agricultural Nonpoint Source Pollution*, Young *et al.*, 1989), SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*, Arnold, 1996) y EMMS (*Environmental Management Support System*, Watson *et al.*, 2001).

3. Modelos de base física: se basan en el entendimiento de los procesos físicos de erosión y transporte de sedimento, y su descripción mediante ecuaciones que gobiernan la transferencia de masa, momento y energía. Debido a que se basan en ecuaciones de validez universal y sus parámetros poseen un significado físico, estos modelos pueden en teoría ser aplicados a partir de medidas directas de los parámetros, sin que sea necesario recurrir a la calibración a partir de registros empíricos y permiten la predicción de la erosión bajo diferentes escenarios de clima y de usos del suelo. No obstante, requieren de la introducción de una gran cantidad de parámetros que puede dificultar su aplicación.

Ese tipo de modelos comenzó a desarrollarse especialmente a partir de los años 70, coincidiendo con el aumento de la capacidad de computación numérica. Algunos modelos destacados de base física son: ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulator*, Beasley *et al.*, 1989), CREAMS (*Runoff and Erosion from Agricultural Management System*, Knisel, 1980) y WEPP (*Water Erosion Prediction Project*, Nearing, 1989), EUROSEM (*European Soil Erosion Model*, Morgan *et al.*, 1998) y SHETRAN (*European Distributed Basin Flow and Transport Modelling System*, Bathurst, 2002), entre otros.

Existen numerosos trabajos bibliográficos de recopilación y comparación de distintos modelos hidrológicos y de erosión, por ejemplo Jetten *et al.*, 1999, 2003; Merrit *et al.*, 2003; López-Vicente y Navas, 2004; Alatorre y Beguería, 2009 o Almorox *et al.*, 2010, siendo los de mayor uso los modelos USLE, RUSLE, WEPP, AGNPS, LISEM y ANSWERS (fig. 1).

Por otro lado, la integración de los modelos predictivos en las aplicaciones de tipo SIG y la utilización de Modelos Digitales de Elevaciones (MDE) supone un cambio cualitativo en el estudio del riesgo de erosión y en la escala espacial y temporal de aplicación de los modelos (López Vicente, 2007). Estas nuevas metodologías han permitido la aplicación de los modelos sobre cuencas de gran extensión o en cuencas pequeñas pero a una mayor resolución espacial, así como la incorporación de información proveniente de otras fuentes cartográficas, en especial de aquellas derivadas del análisis de imágenes de satélite (Pérez-Cabello *et al.*, 2006; Vicente-Serrano *et al.*, 2004; De Roo, 1996 en López Vicente, 2007) o de sensores aerotransportados (Beguería, 2006 en López Vicente, 2007).

8.2. LA ECUACIÓN UNIVERSAL DE PÉRDIDA DE SUELO REVISADA (RUSLE)

La RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) es un modelo de erosión empírico basado en la USLE (*Universal Soil Loss Equation*), concebido para predecir la pérdida de suelo anual a largo plazo producida por la escorrentía superficial sobre laderas cultivadas con sistemas de manejo específicos, praderas y formaciones arbustivas dispersas; también es aplicable en zonas no agrícolas tales como áreas afectadas por movimientos de tierras (Renard *et al.*, 1997).

La primera publicación del modelo RUSLE se remonta al trabajo de Renard *et al.* (1991) en el que presentaron los resultados de un proyecto conjunto iniciado en 1987 del Servicio Agrícola (*Agricultural Research Service*, ARS) y del Servicio de Conservación del Suelo (*Soil Conservation Service*, SCS) del gobierno de EEUU. El objetivo de este proyecto fue la revisión del último manual del modelo USLE (*Universal Soil Loss Equation*, *Agriculture Handbook* N° 537, Wischmeier y Smith, 1978) añadiendo y agrupando las mejoras y nuevas aplicaciones obtenidas desde la publicación del manual N° 537. Posteriores investigaciones fueron modificando e incrementando los parámetros y la complejidad de cálculo de los mismos (Renard *et al.*, 1994) hasta que Renard *et al.* (1997) publicaron el manual completo del modelo (*Agriculture Handbook* N° 703) (López Vicente, 2007).

La RUSLE mantiene la estructura básica de la USLE, aunque cambian algunos algoritmos que explican individualmente cada uno de los factores. Si bien, uno de los cambios más significativos es la informatización del modelo que facilita su aplicación, de manera que cada factor queda determinado recurriendo a las bases de datos integradas en el programa informático en el que se apoya, o introduciendo de nuevos valores para condiciones específicas.

El modelo calcula la pérdida de suelo media anual mediante la siguiente ecuación (1):

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (1)$$

Donde A ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) es la pérdida de suelo promedio anual, R ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$) es el factor de erosividad de la lluvia y de la escorrentía, K ($\text{Mg ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) es el factor de erodibilidad del suelo, L (adimensional) es el factor topográfico de longitud de la ladera, S (adimensional) es el factor topográfico de la pendiente de la ladera, C (adimensional) es el factor de la gestión del suelo y de las cubiertas del suelo y de la vegetación, y P (adimensional) es el factor de las medidas de conservación del suelo.

Algunas de las principales modificaciones que incluye el modelo son (Renard *et al.*, 1994):

- Factor R: se aumenta el número de estaciones meteorológicas con datos disponibles respecto a la versión anterior, se desarrollan nuevos mapas de iso-R y se incluye una corrección del factor R para zonas planas o de pendiente muy reducida que refleja el efecto que produce el agua encharcada sobre el impacto de las gotas de lluvia.
- Factor K: se basa en los mismos parámetros que la USLE (textura del suelo, contenido de materia orgánica, permeabilidad y otros actores inherentes al tipo de suelo) pero tiene en cuenta la variabilidad estacional del factor (Young *et al.*, 1990), debida principalmente a los procesos de hielo-deshielo, las variaciones en la humedad del suelo y la consolidación de éste.
- Factor LS: considera la influencia de las mismas variables que la USLE (longitud y pendiente de la ladera) pero redefine su influencia asignando nuevas ecuaciones basadas en el ratio de erosión en regueros /erosión entre regueros, e incluye adaptaciones para pendientes complejas.
- Factor C: se introducen los subfactores: uso antecedente del suelo, cubierta aérea, cobertura superficial, rugosidad superficial y humedad del suelo, se perfecciona la USLE dividiendo el año en periodos quincenales y calculando el ratio de pérdida de suelo para cada uno de estos periodos, y se recalcula un nuevo ratio de pérdida de suelo cada vez que una operación agrícola modifica alguno de los subfactores anteriores. Además, mejora las estimaciones de las variaciones de pérdida de suelo que se producen a lo largo del año, especialmente relacionadas con los residuos superficiales o subsuperficiales y su descomposición.
- Factor P: se basa en el grupo hidrológico del suelo, la pendiente, la inclinación a lo largo de los surcos de labranza, la altura de los caballones, y la erosividad máxima de la lluvia para un periodo de retorno de 10 años.

Desde su primera aparición, el modelo RUSLE ha sido ampliamente utilizado en numerosas parcelas y cuencas bajo diferentes ambientes climáticos (por ejemplo Clerici *et al.*, 2001 en Uruguay; Anezana, 2001 en Bolivia; Gabriels *et al.*, 2003 en Bélgica; Igwe, 2003 en Nigeria; Lu *et al.*, 2004 en Brasil; Morschel *et al.*, 2004 en Francia; Fu *et al.*, 2005 en China; Lewis *et al.*, 2005 y Nyakatawa *et al.*, 2007 en EEUU; Onori *et al.*, 2006 en Italia; Ramos y Porta, 1994; Roldán Soriano y Gómez Sanz, 2003 y Boellstorff y Benito 2005 en España). No obstante, han sido pocos los trabajos realizados para la validación y calibración del modelo RUSLE para ambientes mediterráneos (por ejemplo Hussein, 1998; Arhonditsis *et al.*, 2002 o Hammad *et al.*, 2004 en López Vicente, 2007).

Por otro lado, respecto al uso de la RUSLE no se deben olvidar ciertas limitaciones de aplicación que señalaron los autores de la ecuación original USLE (Wischmeier, 1976),

aplicables también al modelo revisado (Toy y Renard, 1998), entre las que cabe destacar las siguientes: 1) los resultados proporcionados por la RUSLE son estimaciones de pérdida de suelo y no datos absolutos de pérdida de suelo, 2) las estimaciones de pérdida de suelo corresponden a tasas promediadas para largos periodos de tiempo, con objeto de obviar la variabilidad temporal de las precipitaciones así como del resto de factores físicos y bióticos, 3) el modelo únicamente considera la pérdida de suelo ocasionada por procesos de erosión difusa y en regueros, por lo que queda sin evaluar el posible efecto de procesos tales como sistemas de cárcavas efímeras o estables, movimientos en masa, incisión de canales, etc., 4) el modelo no cuantifica la producción de sedimento a escala de cuenca, y 5) se trata de un modelo empírico basado en experiencias desarrolladas en EEUU por el Departamento de Agricultura (USDA), por lo que su aplicación en otras zonas geográficas debe ser realizada con precaución.

A continuación, se presentan los fundamentos y expresiones de cálculo de los diferentes factores y subfactores del modelo. Si bien, en este trabajo algunos de los factores no se calcularon mediante dichas expresiones, sino que se adoptaron los propuestos en la base de datos de la aplicación informática RUSLE v1.06c.

8.2.1. Factor de erosividad de la lluvia (R)

Wischmeier y Smith (1958) comprobaron que el mejor estimador de la pérdida de suelo por salpicadura, flujo superficial y en regueros era un parámetro compuesto por la energía cinética y la intensidad de la lluvia, y propusieron un índice de erosividad de la lluvia denominado EI_{30} (Wischmeier 1959). El índice EI_{30} es el producto la energía cinética total liberada por la precipitación (E_k) por el valor de la máxima intensidad de lluvia durante un periodo de 30 minutos (I_{30}).

El valor del factor R de erosividad anual de la lluvia se calcula a partir de este parámetro, mediante la suma de los valores de EI_{30} para cada uno de los episodios de lluvia erosivos del año, dividido entre el número de años de la serie (2):

$$R = \frac{\sum_{i=1}^j (EI_{30})_i}{N} \quad (2)$$

Donde EI_{30} es la erosividad de un episodio de lluvia i en $MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, j es el número de episodios erosivos y N el número de años estudiados.

El modelo RUSLE establece que un evento de lluvia es erosivo cuando la precipitación acumulada es $\geq 12.7 \text{ mm}$, o bien cuando la precipitación es $< 12.7 \text{ mm}$, pero con al menos un pico de intensidad $\geq 6.35 \text{ mm h}^{-1}$ en 15 minutos, excluyendo del cálculo de este factor los episodios que no cumplen estos criterios. Así mismo, establece que dos eventos de lluvia quedan individualizados uno del otro cuando la precipitación acumulada a lo largo de 6 horas es $< 12.7 \text{ mm}$.

En el capítulo 4 se describe con detalle la historia y evolución de este parámetro, así como de otros factores alternativos propuestos por diferentes autores para cuantificar la erosividad de la lluvia.

8.2.2. Factor de erodibilidad del suelo (K)

La erodibilidad del suelo es una propiedad compleja que refleja la facilidad con la que un suelo es desagregado debido al impacto de las gotas de lluvia, al flujo superficial o a ambos (Renard *et al.*, 1997), representando por tanto la vulnerabilidad o susceptibilidad de un suelo a ser erosionado.

En la RUSLE, el factor K de erodibilidad del suelo ($\text{Mg ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) corresponde a la tasa de pérdida de suelo por unidad de erosividad cuantificada en una parcela standard (1.8 x 22 m, pendiente del 9%, mantenida en condiciones de barbecho y labrada a favor de la pendiente, Wischmeier y Smith, 1978). Refleja el efecto de las propiedades del suelo y las características del perfil edáfico sobre la pérdida de suelo mediante la siguiente expresión (Wischmeier *et al.*, 1971):

$$K = \frac{[2.1 \cdot 10^{-4} (12 - OM) + M^{1.14} + 3.25(s - 2) + 2.5(p - 3)]}{100} 0.1317 \quad (3)$$

Donde:

- OM (%) es el contenido en materia orgánica en el suelo (%). El modelo establece un límite superior del 4%.
- M es un subfactor textural calculado mediante la expresión (4):

$$M = (\% \text{limo} + \% \text{arena fina}) \cdot (100 - \% \text{arcilla}) \quad (4)$$

siendo:

- % limo = porcentaje de partículas de 0,05 a 0,002 mm
- % arena muy fina = porcentaje de partículas de 0,1 – 0,05 mm
- % arcilla = porcentaje de partículas <0,002 mm
- s es la clase de estructura de los agregados del suelo (clases de 1 a 4, definidas en el manual de suelos N° 430 del Departamento de Agricultura de EEUU (tabla 1) (USDA, 1983).
- p es la clase de permeabilidad del suelo (clases de 1 a 6, asociadas al tipo de textura del suelo, definidas en el manual de suelos N° 430 del Departamento de Agricultura de EEUU (tabla 1) (USDA, 1983). Este manual permite calcular las clases de permeabilidad a partir de medidas de conductividad hidráulica saturada, según los valores presentados por Rawls *et al.* (1982).

| Clase de estructura (USDA, 1983) | | | |
|----------------------------------|---|--|---------------|
| 1 | Granular y migajosa muy fina (<1 mm) | | |
| 2 | Granular y migajosa fina (1 – 2 mm) | | |
| 3 | Granular y migajosa media (2 – 5 mm) y granular grosera (5 – 10 mm) | | |
| 4 | Granular y prismática muy grosera y columnar (>10 mm) | | |
| Clase de permeabilidad | USDA, 1983 | Rawls <i>et al.</i> , 1982 | |
| | Textura | K _{fs} (mm h ⁻¹) | |
| 1 | Rápida y muy rápida | Arenosa | >60.96 |
| 2 | Moderada a rápida | Arenosa franca, franco o arenosa | 20.32 – 60.96 |
| 3 | Moderada | Franca, franco limosa, limosa | 5.08 – 20.32 |
| 4 | Lenta a moderada | Franco arcillo arenosa, franco arcillosa | 2.03 – 5.08 |
| 5 | Lenta | Franco arcillo limosa, arcillo arenosa | 1.02 – 2.03 |
| 6 | Muy lenta | Arcillosa, arcillo limosa | <1.02 |

Tabla 1. Clases de estructura y permeabilidad según USDA (1983) y Rawls *et al.* (1982).

La estimación del factor de erosibilidad del suelo según esta formulación ha recibido críticas al no considerar contenidos en materia orgánica superiores al 4%, la estabilidad de los agregados, la posible formación de una costra superficial, el contenido en carbonatos, en yesos o el tipo de arcilla, entre otros factores (Almorox, *et al.*, 2010).

8.2.2.1. Suelos con fragmentos rocosos

La presencia de fragmentos rocosos sobre la superficie del suelo reduce significativamente la disgregación de las partículas por el impacto de las gotas de lluvia. Este efecto es introducido en el modelo RUSLE mediante dos vías: a) incluyéndolo en el factor C (Box y Meyer, 1984; Römken, 1985), considerando el efecto protector de la fracción gruesa del mismo modo que el de los restos de cosecha o el mulch vegetal; y b) modificando el valor de la conductividad hidráulica saturada, y por tanto el de la clase de permeabilidad incluida en el factor K, mediante la siguiente expresión (Brakensiek, 1986) (5), que modifica el valor de la conductividad hidráulica saturada en la misma proporción que el porcentaje en peso de rocas que hay en el suelo:

$$K_b/K_f = (1 - R_w) \quad (5)$$

Donde K_b (mm día^{-1}) es la conductividad hidráulica del suelo con rocas, K_f (mm día^{-1}) es la conductividad hidráulica saturada del suelo medida inicialmente y R_w (%) es el porcentaje en peso de la fracción >2 mm.

Así mismo, el efecto de la fracción gruesa se puede considerar introduciendo un factor corrector (McCormack *et al.*, 1984; Natural Soil Survey Handbook, USDA, 1996) que se multiplica por el factor K calculado para la fracción fina (< 2 mm).

8.2.2.2. Variabilidad estacional del factor K

La erodibilidad del suelo es un factor que presenta una elevada variabilidad estacional, relacionada fundamentalmente con tres factores: la temperatura del suelo (ciclos hielo-deshielo), los cambios en la superficie del suelo (estructura) y las variaciones en el contenido de humedad del suelo.

Los procesos hielo-deshielo que sufren los constituyentes del suelo afectan a su estructura (subfactor s), a la conductividad hidráulica (subfactor p) y producen una disminución de la densidad aparente, así como de la estabilidad y cohesión de los agregados (López Vicente *et al.*, 2006). Todas estas modificaciones se traducen en variaciones estacionales de la erodibilidad del suelo.

Así, el factor K se presenta como una propiedad dinámica (Young *et al.*, 1990). Según el modelo RUSLE, a lo largo del año el factor K tomará un valor máximo (K_{\max} en $\text{Mg ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) durante un tiempo máximo (t_{\max} en días) y un valor mínimo (K_{\min} en $\text{Mg ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) en el tiempo mínimo (t_{\min} en días), cumpliéndose las siguientes relaciones (6 y 7):

$$K_{\max}/K_{\min} = 8.6 - 0.001116R \quad (6)$$

$$K_{\max}/K_{\text{nom}} = 3.0 - 0.000294R \quad (7)$$

En donde K_{nom} es el factor K obtenido por medio de la ecuación 3 (Wischmeier, *et al.*, 1971) y R el factor de erosividad de la lluvia (Wischmeier y Smith, 1978) en $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (ec. 1).

A su vez, el valor de t_{\max} se obtiene a partir del factor R:

$$t_{\max}=154-0.258R \quad \text{si } R \leq 5957 \quad (8)$$

$$t_{\max}=519-0.0258R \quad \text{si } R > 5957 \quad (9)$$

De esta forma, conocido el valor del factor R y K, se pueden calcular los valores de K_{\max} , K_{\min} y t_{\max} .

Una vez conocidos estos parámetros se puede evaluar el valor medio anual del factor K (K_{av}) por medio de una media ponderada, considerando los valores parciales de erosibilidad y de erosividad correspondientes a los diferentes periodos del año (10):

$$K_{av} = \sum K_i (EI_i) / 100 \quad (10)$$

Donde K_{av} es el valor medio anual del factor K; K_i es el valor parcial de erodibilidad correspondiente al periodo i; y $(EI)_i$ es el porcentaje del índice de erosividad R correspondiente al periodo i.

No obstante, el procedimiento empleado para calcular la variación de la erodibilidad a lo largo del año tan sólo obtuvo buenos resultados en ciertas estaciones experimentales con heladas invernales muy severas situadas en la parte occidental de EEUU, en las que el suelo sufre varios ciclos de hielo/deshielo que afectan a la estructura y estabilidad de agregados. Por lo que el manual original del modelo no recomienda su uso en más de la mitad del país, y ciertas versiones del programa informático, por ejemplo la versión v1.06c (2004), no realizan ningún tipo de ajuste temporal al factor K.

La variación de la erodibilidad del suelo a lo largo del año ha sido objeto de diversos trabajos, por ejemplo Mutchler y Carter (1983); Alberts *et al.* (1987); Zanchi (1988); Adimihardja (1989); Bajracharya y Lal (1992); Rejman *et al.* (1998); Mollenhauer *et al.* (1999); Centeri (2002, 2003); Torri *et al.* (2006) en Salvador Sanchis (2008).

8.2.3. Factor topográfico (LS)

El efecto de la topografía sobre la pérdida de suelo se calcula en el modelo RUSLE mediante el factor combinado LS, que refleja de manera conjunta el efecto de la longitud de la ladera (factor L) y de su grado de inclinación (factor S) sobre la pérdida de suelo.

Conforme aumenta la longitud de la ladera, aumenta la superficie de captación de escorrentía y por tanto, los caudales de agua que pueden llegar a concentrarse. Al mismo tiempo, con la pendiente aumenta la velocidad del agua y por tanto su capacidad erosiva. En consecuencia, las tasas de erosión se incrementan al aumentar tanto la longitud como el gradiente de inclinación de la ladera.

El factor L, de longitud de ladera, se define como la distancia horizontal desde el origen del flujo superficial de escorrentía hasta el punto donde: a) la inclinación de la ladera disminuye lo suficiente como para que comiencen los procesos de sedimentación o b) hasta que la escorrentía se concentra definiendo un curso de agua (Wischmeier y Smith, 1978).

El factor combinado LS se define como la relación entre la tasa de erosión para una longitud e inclinación de la pendiente dadas y la correspondiente a una parcela estándar (22 m de longitud y pendiente del 9%), siendo el resto de las condiciones idénticas (Renard *et al.*, 1997). Las ecuaciones para el cálculo de éste factor en laderas con una longitud superior a 4.6 m son las siguientes (11 y 12):

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m 10.8 \sin \alpha + 0.03 \quad \text{Si } s < 0.09 \quad (11)$$

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m 16.8 \sin \alpha + 0.5 \quad \text{Si } s \geq 0.09 \quad (12)$$

Donde:

- λ : longitud de la ladera (m), calculada como proyección horizontal;
- α : ángulo de la pendiente (radianes);
- s : pendiente (%);
- m : exponente de la longitud de la ladera (Wischmeier y Smith, 1978) que expresa la relación entre la erosión producida en los regueros frente a la erosión producida entre regueros. Se calcula en función de la inclinación de la pendiente (McCool *et al.*, 1989 en Renard *et al.*, 1997).

Los valores del factor LS se encuentran tabulados en Renard *et al.*, 1997, por lo que la determinación de este factor para laderas uniformes es relativamente sencilla. Sin embargo, cuando se trata de laderas irregulares con más de una longitud y pendiente, hay que determinar el factor LS para cada uno de los segmentos uniformes, incrementando enormemente la dificultad de cálculo de este factor, especialmente en áreas de estudio de gran extensión y/o complejidad topográfica. Debido a esta dificultad, diversos autores han propuesto alternativas para estimar este factor, por ejemplo Moore y Burch 1986a, 1986b y 1986c, Mitasova *et al.*, 1996 o Van Remortel *et al.*, 2001.

8.2.4. Factor manejo de la cubierta (C)

El factor C refleja los efectos del cultivo y las prácticas de manejo de la cubierta sobre las tasas de erosión y es el factor más empleado para valorar y comparar los impactos de las diferentes opciones de manejo en los planes de conservación del suelo.

El factor C es el ratio de pérdida de suelo bajo unas determinadas condiciones frente a las pérdidas registradas en una parcela standard bajo condiciones de barbecho continuo, ya que éstas representan el caso más desfavorable de manejo frente a la erosión. Es un factor adimensional que oscila entre cero (reducción total de la erosión) y uno (reducción nula respecto a las pérdidas de suelo de la parcela de referencia) y su valor promedio anual se calcula mediante las siguientes ecuaciones (13 y 14):

$$C = \frac{1}{EI_t} \sum_{i=1}^n EI_i \cdot SLR_i \quad (13)$$

$$SLR_i = PLU_i \cdot CC_i \cdot SC_i \cdot SR_i \cdot SM_i \quad (14)$$

Donde:

- EI_t (%) es la suma de los porcentajes de erosividad de los n periodos definidos en un año.
- n es el número de periodos temporales i en los que se divide un año, durante los cuales todos los parámetros relativos a la cubierta permanecen constantes.

- EI_i (%) es el porcentaje de la erosividad anual (factor R) para cada periodo temporal i.
- SLR_i (*Soil Loss Ratio*, 0-1) es el ratio de pérdida de suelo para cada periodo temporal i. A su vez, éste parámetro es el resultado de la multiplicación de los siguientes subfactores:
 - PLU (*Prior Land Use*, 0-1): subfactor de uso previo del suelo;
 - CC (*Canopy Cover*, 0-1): subfactor de la cobertura vegetal aérea (dosel);
 - SC (*Surface Cover*): subfactor de la cobertura superficial;
 - SR (*Surface Roughness*): subfactor de la rugosidad de la superficie;
 - SM (*Soil Moisture*, 0-1): subfactor de la humedad inicial del suelo.

Así, en los sistemas en los que las condiciones de la cubierta vegetal varían a lo largo del año, como es el caso de las zonas agrícolas, el factor C se expresa como la media de las tasas de pérdida de suelo para cada intervalo de tiempo (SLR_i) ponderados con la erosividad acumulada del periodo (EI_i). Renard *et al.*, 1997 recomendaron establecer periodos quincenales, si bien, esto implica disponer de bases de datos climáticas detalladas al mismo nivel.

Mientras que en aquellos sistemas en las que las condiciones de cubierta no cambian considerablemente a lo largo del año, los cálculos se simplifican respecto a las cubiertas agrícolas, ya que los subfactores pueden ser calculados como promedios anuales, de manera que el factor C se obtiene directamente mediante la multiplicación de éstos (Renard *et al.*, 1997).

A continuación, se describen brevemente los subfactores de SLR y sus expresiones matemáticas. No obstante, en el manual original de la RUSLE (Renard *et al.*, 1997) se incluye toda la información necesaria para su cálculo, así como una serie de consideraciones, tablas y gráficos que permiten estimar estos subfactores a partir de resultados obtenidos en distintas regiones de EEUU para diferentes tipos de cultivo.

8.2.4.1. Subfactor uso previo de la tierra (PLU)

Expresa el efecto de los residuos subsuperficiales de los cultivos y de las prácticas de laboreo de los años anteriores en la consolidación del suelo. Se obtiene mediante la expresión (15):

$$PLU = C_f \cdot C_b \cdot \exp \left[(-c_{ur} \cdot B_{ur}) + (c_{us} \cdot B_{us} / C_f^{C_{uf}}) \right] \quad (15)$$

Donde:

- C_f : factor de consolidación del suelo;
- C_b : efectividad relativa del residuo subsuperficial en la consolidación del suelo;
- B_{ur} (lb acre⁻¹ in⁻¹): densidad de las raíces vivas y muertas en la pulgada superior del suelo;
- B_{us} (lb acre⁻¹ in⁻¹): densidad del residuo superficial incorporado en la pulgada superior del suelo;
- c_{ur} y c_{us} : coeficientes de calibración que indican el impacto de los residuos subsuperficiales;
- c_{uf} : impacto de la consolidación del suelo sobre la efectividad de los residuos incorporados.

8.2.4.2. Subfactor de cobertura aérea (CC)

El subfactor CC expresa la efectividad de la cobertura vegetal aérea (dosel) en la reducción de la energía de impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo. Se calcula mediante la expresión (16):

$$CC = 1 - F_c \cdot \exp(-0.1 \cdot H) \quad (16)$$

Donde:

- F_c (%): fracción de la superficie cubierta por dosel;
- H (pies): altura efectiva de caída de la gota de lluvia desde el dosel hasta el suelo.

8.2.4.3. Subfactor de rugosidad superficial (SR)

El subfactor SR es función de la rugosidad aleatoria superficial, que se define como la desviación estándar de las elevaciones de la superficie sin considerar los cambios debidos a la inclinación de la pendiente ni al laboreo (rodadas, surcos y caballones, etc.) (Allmaras *et al.*, 1966 en Renard *et al.*, 1997). Una superficie muy rugosa tiene muchas depresiones y barreras que durante los episodios de lluvia actúan como trampas de agua y sedimentos, disminuyendo la capacidad de arranque y transporte de la escorrentía al frenar su velocidad de flujo, y reduciendo las tasas de erosión respecto a superficies lisas).

El efecto de este subfactor se evalúa mediante la siguiente expresión (17):

$$SR = \exp[-0.66(R_u - 0.24)] \quad (17)$$

Donde R_u es la rugosidad de la superficie del suelo en pulgadas.

La efectividad de la rugosidad superficial para reducir la erosión del suelo se establece a partir de una condición base, según la cual, el subfactor SR es igual a 1 para una parcela labrada, sin cubierta vegetal, con la superficie suavizada por la exposición continuada a lluvias de moderada intensidad. En estas condiciones, la rugosidad de la superficie (R_u) es igual a 0.24 pulgadas.

Las prácticas de laboreo producen dos tipos de rugosidad superficial: una denominada orientada, que tiene un patrón reconocible y se incluye en el factor de prácticas de conservación (P) y otra aleatoria, considerada en el factor de cobertura y manejo (C), de suma importancia en el cálculo del ratio de pérdida de suelo (SLR).

8.2.4.4. Subfactor de cobertura superficial (SC)

La cobertura del suelo influye en la erosión reduciendo la capacidad de transporte de la escorrentía (Foster, 1982 en Renard *et al.*, 1997), causando deposición en zonas encharcadas (Laflen, 1983 en Renard *et al.*, 1997) y disminuyendo el porcentaje de la superficie directamente expuesto al impacto de las gotas de lluvia (Renard *et al.*, 1997). Los autores de la RUSLE destacan que este parámetro es el más importante en el cálculo del SLR y en consecuencia del factor C e incluyen en este subfactor cualquier material no

erosionable que esté en contacto directo con el suelo (Simanton *et al.*, 1984, Box, 1981; Meyer *et al.*, 1972).

Su expresión de cálculo es la siguiente (18):

$$SC = \exp \left[-bS_p \left(\frac{0.24}{R_u} \right)^{0.08} \right] \quad (18)$$

Donde:

- b: coeficiente empírico que indica la efectividad de la cubierta del suelo para reducir la erosión;
- $S_p(\%)$: porcentaje de cubierta del suelo;
- R_u (pulgadas): Rugosidad de la superficie.

El coeficiente b de efectividad de la cubierta del suelo para reducir la erosión depende de varios factores entre los que se incluye el proceso dominante de erosión, es decir, la relación erosión en regueros/erosión entre regueros.

8.2.4.5. Subfactor humedad del suelo (SM)

El subfactor SM refleja la influencia de la humedad antecedente del suelo en la infiltración y en la escorrentía, y por tanto, en la erosión del suelo. Los autores del modelo consideran que, en general, el efecto de la humedad antecedente del suelo es un componente inherente de las parcelas de barbecho, y que ese efecto se refleja en la variabilidad a lo largo del año del factor K de erodibilidad del suelo (Renard *et al.*, 1997).

8.2.5. Factor prácticas de conservación (P)

Expresa la relación entre las pérdidas de suelo asociadas a unas prácticas de manejo concretas frente a las obtenidas en un suelo labrado a favor de la pendiente. En zonas cultivadas, estas prácticas incluyen el laboreo en contorno, en fajas, en terrazas y el drenaje subsuperficial, quedando excluidas las prácticas de conservación como el no laboreo, el laboreo reducido o el manejo de cubiertas, ya que éstas se consideran en el factor C.

El cálculo del factor P se basa en los grupos hidrológicos de suelos, la pendiente, la altura de los caballones, la inclinación a lo largo de los surcos de labranza y el valor de la erosividad máxima de un episodio de lluvia con un periodo de retorno de 10 años (Renard *et al.*, 1994),

El manual del modelo contiene valores del factor P determinados experimentalmente y establecidos mediante modelos de base física como el CREAMS (Knisel, 1980) para distintas prácticas de manejo.

8.3. APLICACIÓN DEL MODELO RUSLE

En el presente apartado se aplica el modelo RUSLE mediante el programa RUSLE v1.06c (USDA-Agricultural Research Service, 2004) (fig. 2) para estimar las pérdidas de suelo en las parcelas de barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional BBLC (foto 1). Se

seleccionó dicho manejo por ser el utilizado como referencia en el modelo, y representar el uso y manejo con mayor potencial erosivo (Wischmeier y Smith, 1978). Por otro lado, para ese manejo se dispone de una serie de datos de 17 años (1993/94 a 2009/10) que cubre todo el periodo experimental en La Higuera y supone un total de 19 datos de tasas de erosión por parcela y año y 1443 datos de producción de sedimentos por parcela y episodio de lluvia.

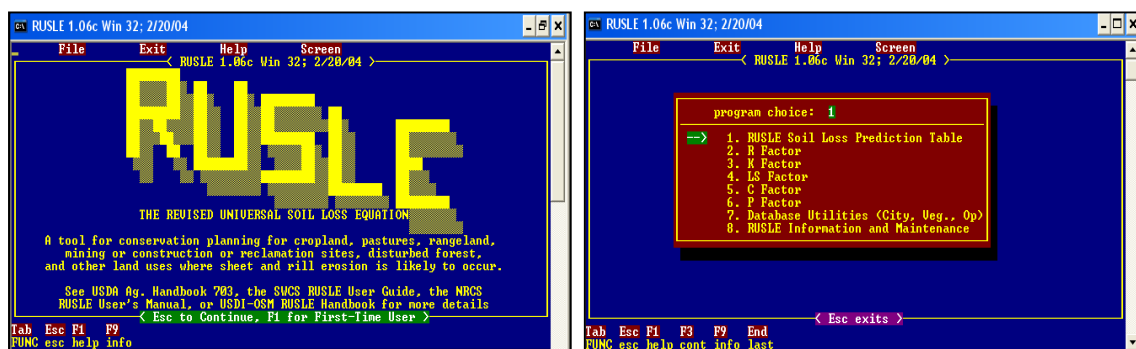


Figura 2. Capturas de pantalla del programa RUSLE v1.06c (USDA-Agricultural Research Service, 2004).



Foto 1. Aspecto de la parcela experimental de barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional (BBLC). Las medidas de la parcela son 22x3m y la pendiente es del 9%.

Dado que las medidas de las parcelas coinciden con las medidas estándar propuestas en el modelo RUSLE (22.1 m de longitud y pendiente del 9%), el valor del factor topográfico LS es uno. Así mismo, el factor P equivale a la unidad, ya que la parcela se encuentra labrada en la dirección de la máxima pendiente (foto 1). De este modo se reducen el número de variables calculadas de forma indirecta a través de relaciones empíricas, y se puede aplicar la expresión (19):

$$A = R \cdot K \cdot C \quad (19)$$

A continuación las tasas de pérdida de suelo obtenidas con la RUSLE serán contrastadas con las pérdidas de suelo registradas en la misma parcela en las campañas agrícolas 1993/94 a 2009/10.

8.3.1. Cálculo del factor de erosividad de la lluvia R

El factor R fue calculado a partir de los datos registrados en dos pluviógrafos instalados en el campo experimental en el periodo 1993/94-2009/10. La transformación de los registros continuos de precipitación obtenidos en los pluviógrafos en eventos individualizados de lluvia y la caracterización de estos eventos se realizaron con el programa de análisis de pluviogramas *Pluvical.exe* (De Alba, 1998). No se incluyeron el cálculo de este factor las campañas 2002/03 y 2003/04 ya que, durante buena parte de éstas, no se dispone del registro de los pluviógrafos.

El valor promedio del factor R de erosividad del periodo analizado es de $517.2 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$, con valores anuales que oscilan entre $154.1 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la campaña 2004/05 y $1065.7 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la campaña 200/01. Esta elevada variabilidad interanual coincide con los resultados de otros autores en zonas de clima mediterráneo, por ejemplo, Ramos y Porta (1994); Hussein (1998); Loureiro y Coutinho (2001); Diodato (2004); Hammad *et al.* (2004); Onori *et al.* (2006) y López Vicente (2007).

De acuerdo con el umbral que establece el modelo, según el cual sólo se incluyen en el cálculo del factor R los episodios de lluvia con una precipitación acumulada $P \geq 12.7 \text{ mm}$, o bien $P < 12.7 \text{ mm}$ pero con al menos un pico de intensidad $\geq 6.35 \text{ mm}$ en 15 minutos, de la precipitación total registrada durante el periodo 1993/94-2009/10 (7977 mm), sólo se considera precipitación erosiva el 66.5% (5268 mm), mientras que el 33.5% restante queda excluido del cálculo del factor de erosividad.

La distribución de la P de los episodios que no superan este umbral, y por tanto no se consideran erosivos, se muestra en la figura 3. Del total de episodios excluidos, el 47.3% tienen una $P < 2 \text{ mm}$, el 43.5% una P entre 2 y 8 mm y el 9.2% una $P > 8 \text{ mm}$.

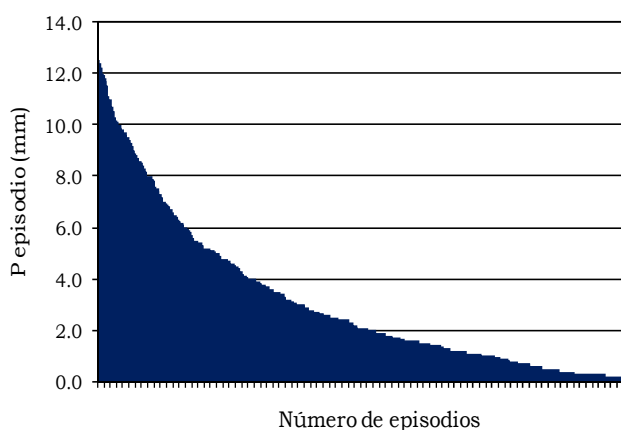


Figura 3. Distribución de los episodios de lluvia que quedan excluidos del cálculo del factor R en función de su precipitación acumulada P_e (mm).

Por otro lado, como se vio en el capítulo 4, la variabilidad temporal de las características de las precipitaciones presenta un marcado patrón estacional. De manera que los criterios que impone el modelo para que un episodio de lluvia sea considerado erosivo, no excluyen los episodios de lluvia de forma homogénea a lo largo del año; sino que los episodios que quedan descartados para el cálculo de la erosividad se concentran en determinadas situaciones del año que presentan un elevado número de episodios de P e intensidad moderada ($P < 12.7 \text{ mm}$, $I_{15} < 6.35 \text{ mm h}^{-1}$). Así, como se puede observar en la figura 4, la estación invernal (diciembre a febrero) es en la que más volumen de precipitación el modelo considera no erosiva. Respecto a la precipitación total mensual, en el mes de enero se

descarta el 45% de la precipitación, en febrero el 46% y en diciembre el 42%. Estos elevados porcentajes están directamente relacionados con la reducida intensidad de lluvia que caracteriza los episodios de estos meses, en los que la I_{15} media, empleada como criterio para determinar los episodios erosivos junto con la P , es la menor del año (5.04 mm h^{-1} en diciembre, 4.22 mm h^{-1} en febrero y 3.26 mm h^{-1} en enero) (fig. 5).

No obstante, en esta misma estación se concentran las mayores pérdidas de suelo registradas en la parcela de BBLC (fig. 4), ya que en estos meses el suelo tiende a estar muy húmedo, acercándose o llegando en muchas ocasiones al estado de saturación, cuando precipitaciones muy leves son suficientes para generar altas tasas de escorrentía y erosión, ya que el suelo presenta una capacidad de infiltración muy reducida.

Por el contrario, los meses de julio y agosto presentan precipitaciones de elevada intensidad de lluvia, con una I_{15} media de 20 mm h^{-1} en julio y de 14.2 mm h^{-1} en agosto, lo que supone que la RUSLE considere erosivos la práctica totalidad de la precipitación registrada en estos meses (94% en julio y 84% en agosto) (figs. 4 y 5).

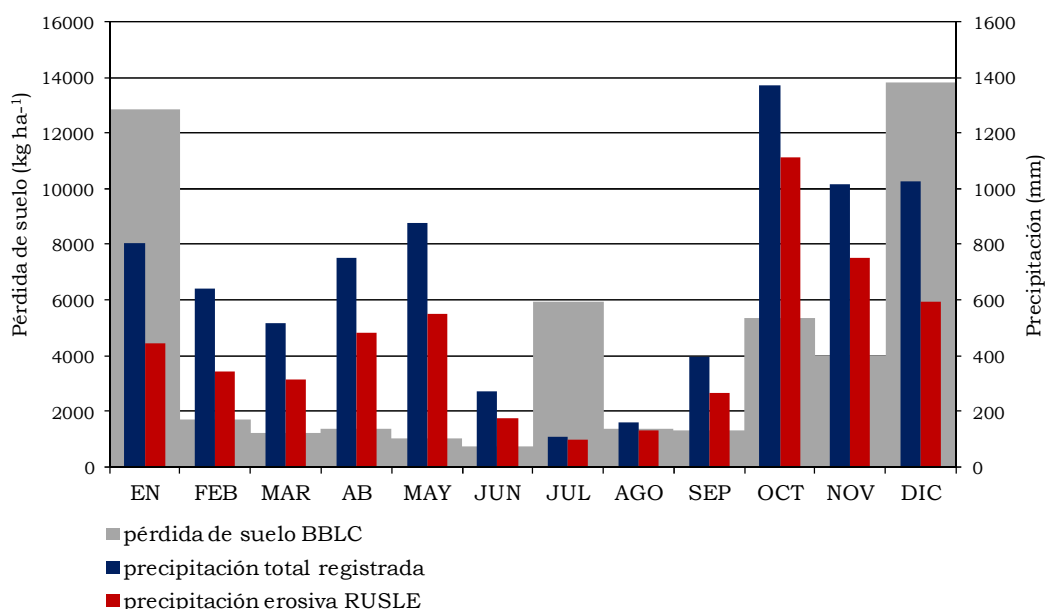


Figura 4. Precipitación total mensual (mm) registrada durante el periodo 1993/94-2009/10, precipitación mensual (mm) considerada erosiva por la RUSLE ($P_e \geq 12.7 \text{ mm}$ o $P_e < 12.7 \text{ mm}$ e $I_{15} \geq 6.35 \text{ mm h}^{-1}$) y pérdida total mensual de suelo (kg ha^{-1}) registrada en la parcela de barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional en el periodo 1993/94-2009/10.

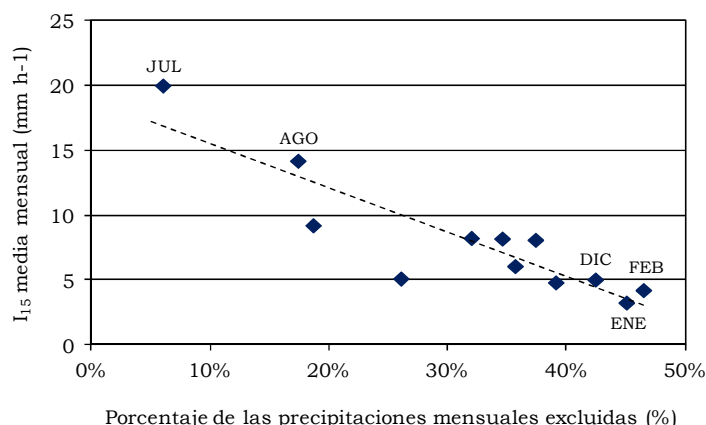


Figura 5. Porcentaje mensual de precipitaciones que quedan excluidas del cálculo del factor de erosividad R frente a la intensidad máxima en 15 minutos I_{15} (mm h^{-1}) media mensual.

Con objeto de evaluar el poder erosivo de los episodios de lluvia descartados por el modelo para el cálculo del factor R, en la figura 6 se muestra la pérdida de suelo registrada en dichos episodios en la parcela de BBLC. En conjunto, estas pérdidas suponen el 9.6% de las pérdidas totales registradas en el periodo experimental completo. Si bien, como se aprecia en la figura, éstas se concentran en los meses de enero, febrero y noviembre, en los que los episodios no considerados erosivos por la RUSLE generaron 2305 kg ha⁻¹, 1658 kg ha⁻¹ y 516 kg ha⁻¹ respectivamente, relacionadas con el elevado grado de saturación que presentan los suelos durante estos meses.

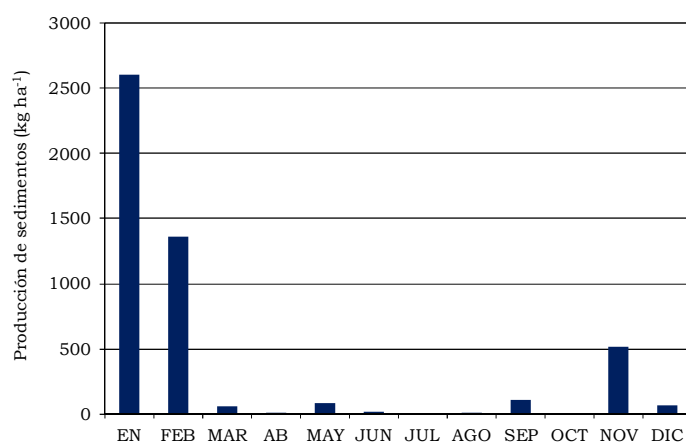


Figura 6. Producción de sedimentos registrada en los la parcela de BBLC en los episodios de lluvia que el modelo RUSLE no considera erosivos.

Atendiendo a los valores totales mensuales, las pérdidas de suelo no consideradas por el modelo suponen el 62.5% de las pérdidas totales observadas en el mes de febrero, el 20.5% de las observadas en el mes de enero y el 12.8% de las registradas en el mes de noviembre (fig. 7).

En conclusión, los criterios considerados por la RUSLE para determinar el carácter erosivo de las precipitaciones subestiman el poder erosivo de episodios de lluvia de precipitación e intensidad moderadas que tienen lugar sobre suelos muy húmedos o saturados. Estos episodios que quedan descartados en el modelo son los responsables del 9.6% de la pérdida de suelo total observada en la parcela de BBLC durante el periodo 1993/94-2009/10.

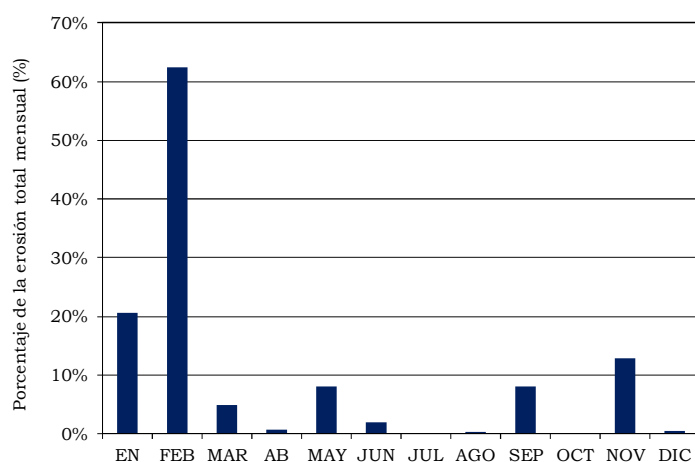


Figura 7. Porcentaje de la producción de sedimentos mensual registrada en los la parcela de BBLC en los episodios de lluvia que el modelo RUSLE no considera erosivos.

Por último, el cálculo de la erosividad máxima de un episodio de lluvia con un periodo de retorno de 10 años (EI_{30})₁₀, se realizó mediante un análisis de frecuencia aplicando la ley de Gumbel para la distribución de valores extremos. Para ello, se dispuso de la serie de valores de EI_{30} del periodo 1993/94-2009/10. Los resultados de este análisis, que ofreció un ajuste con un coeficiente de correlación $R^2=0.998$ significativo al nivel $p<0.001$, se presentan gráficamente en la figura 8. El valor obtenido de (EI_{30})₁₀ asciende a 478.3 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. En otras palabras la erosividad de un sólo episodio de lluvia, cuya frecuencia esperada es que ocurra al menos una vez en 10 años, equivale a más del 92% de la erosividad total anual media, $R= 517.2$ MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹.

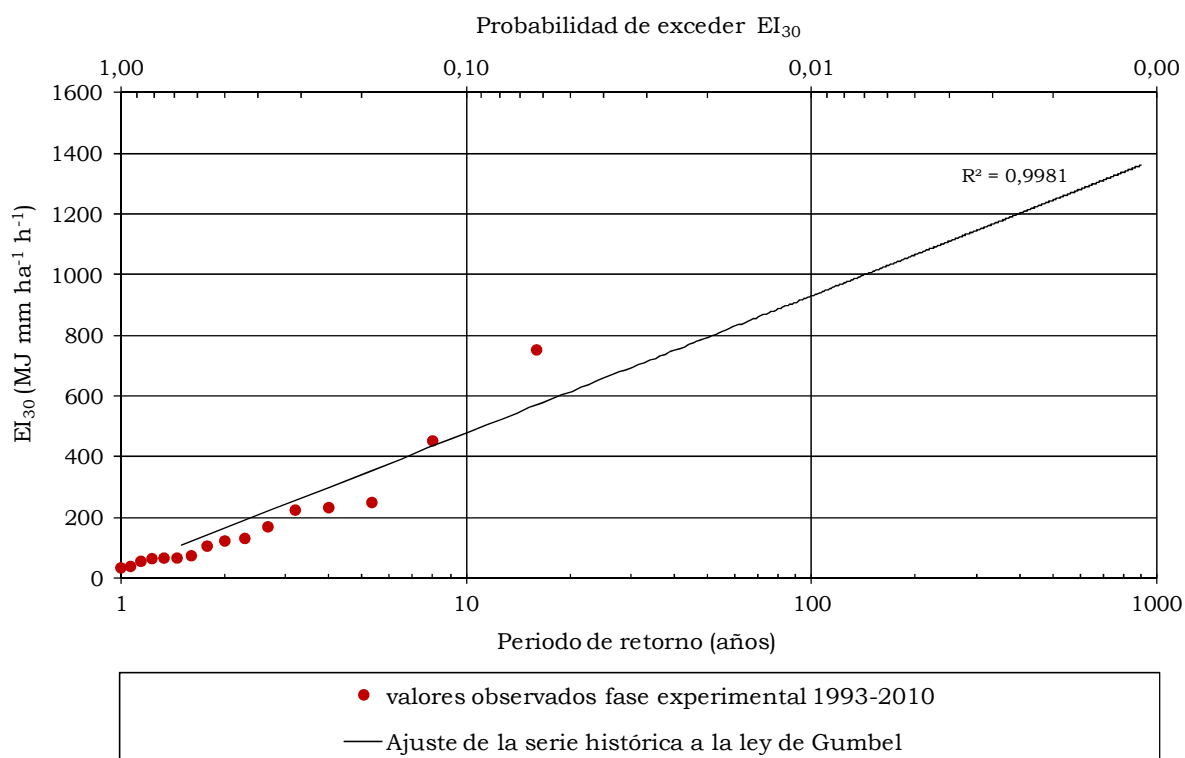


Figura 8. Análisis de la frecuencia de la erosividad máxima EI_{30} por episodio de lluvia en el periodo 1993/94-2009/10. En el eje superior se indican los periodos de retorno para episodios con erosividad EI_{30} y en el eje inferior la probabilidad de que en un año dado se produzca un episodio con una erosividad superior a EI_{30} .

8.3.2. Cálculo del factor de erodibilidad del suelo K

Los parámetros relativos a las propiedades del suelo necesarios para el cálculo del factor K (ec. 4) fueron determinados a partir de análisis granulométricos (parámetro M) y del contenido en materia orgánica (parámetro OM), así como de las clases de estructura y permeabilidad tal como son definidas por el Departamento de Agricultura de EEUU (USDA, 1983) recogidas en la tabla 1. En la tabla 2 se muestran los valores de estos parámetros, así como del factor K resultante obtenido, que es de 0.023 Mg ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹.

| Arena m.f. 0.1 – 0.05 (USDA) (%) | Limo 0.05-0.002 (USDA) (%) | Arcilla <0.002 (USDA) (%) | Materia orgánica (%) | Clase estructura USDA (s) | Clase permeabilidad USDA (p) | Erodibilidad K (Mg ha h ha ⁻¹ MJ ⁻¹ mm ⁻¹) |
|--|----------------------------------|---------------------------------|----------------------------|---------------------------------|------------------------------------|---|
| 10.2 | 17.3 | 15.8 | 0.64 | 3 | 2 | 0.023 |

Tabla 2. Parámetros empleados el cálculo del factor K (RUSLE) de erodibilidad del suelo y valor obtenido de este factor para el suelo presente en las parcelas experimentales de BBLC.

8.3.3. Cálculo del factor de manejo de cubiertas C

Para el cálculo del factor C correspondiente al manejo de barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional BBLC tuvo que realizarse el de la rotación cultivo-barbecho y seleccionarse los valores correspondientes a la campaña del barbecho. De este modo el modelo incluye los efectos que pudieran producir las campañas de cultivo y que pudieran afectar al estado del suelo durante el barbecho.

El cálculo de éste factor para la rotación cultivo de cebada/barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional fue realizado introduciendo medidas directas de ciertos parámetros en la aplicación informática (RUSLE v1.06c) y disponiendo en otros casos de los valores de la base de datos del mismo, teniendo en cuenta las variaciones temporales del parámetro SLR derivadas de las etapas fenológicas del cultivo y de las prácticas de laboreo aplicadas. El valor resultante de este factor para la rotación completa es de 0.522, siendo 0.328 en el año con cultivo de cebada y 0.754 en el año de barbecho blanco.

Cabe destacar la complejidad del cálculo de éste factor, que requiere la introducción de un elevado número de parámetros específicos. Así mismo destaca el amplio rango de variación de este factor encontrado en la literatura para este mismo manejo o manejos muy similares en el entorno mediterráneo. Por ejemplo, López Vicente (2007) obtiene para el cultivo de cebada en la Cuenca de Estaña (Huesca) un factor C de 0.18; Renschler *et al.* (1999) emplean valores entre 0.329 y 0.398 para rotaciones de trigo en Málaga; Hammad *et al.* (2004) valores del factor C de 0.39 en cultivos de trigo y cebada en Palestina; Roldán y Gómez (2003) obtienen 0.573 para el barbecho blanco en Segovia; y la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (en línea) un valor promedio de 0.457 para la rotación trigo-barbecho blanco en el Valle Central del Guadalquivir.

Por otro lado, de acuerdo con López Vicente (2007), la no consideración del subfactor SM de la humedad antecedente del suelo en el cálculo del factor C, tal y como se indica en el manual del modelo RUSLE, apunta que en determinados ambientes, como el de la zona de estudio, se puede estar asumiendo un error significativo, ya que el contenido de humedad del suelo presenta un fuerte componente estacional. Por lo tanto, coincidiendo con este mismo autor, resulta adecuado plantear en una investigación futura la inclusión de un parámetro que permita reflejar estas variaciones acorde a las observaciones de campo, así como incluir estos datos en el parámetro p de permeabilidad del suelo del factor K de erodibilidad, ya que las variaciones en el estado de humedad del suelo afectan a la velocidad de infiltración y por lo tanto a la escorrentía superficial.

8.3.4. Pérdida de suelo estimada con la RUSLE. Valores estimados frente a valores observados

De acuerdo con los factores anteriores, el modelo RUSLE estima una tasa media de pérdida de suelo en el BBLC de $8.96 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para el periodo 1993/94-2009/10 (excluyendo las campañas 2002/03 y 2003/04) (tabla 3). Este valor resulta casi tres veces superior a la tasa media registrada en las parcelas experimentales de BBLC en el mismo periodo, que es de $3.37 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En otras palabras, las pérdidas de suelo estimadas por la RUSLE equivalen a más de 2.7 veces las tasa medidas en campo.

| Factor R (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ año ⁻¹) | Factor K (Mg ha h ha ⁻¹ MJ ⁻¹ mm ⁻¹) | Factor C | Factor LS | Factor P | Pérdida de suelo (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹) |
|---|---|----------|-----------|----------|--|
| 517.2 | 0.023 | 0.754 | 1 | 1 | 8.96 |

Tabla 3. Valor final de los parámetros de la ecuación y tasa media de pérdida de suelo obtenida con el modelo RUSLE.

Si se consideran los datos anuales, los resultados muestran igualmente diferencias muy acusadas entre las tasas de erosión estimadas y las registradas en la parcela experimental. El modelo sobreestima las pérdidas de suelo en 14 de las 15 campañas analizadas. Como se puede observar en la figura 9, las pérdidas observadas en dichas campañas fueron moderadas, siempre inferiores a 8 Mg ha⁻¹ año⁻¹, resultando una pérdida media de 1.91 Mg ha⁻¹ año⁻¹. Mientras que la pérdida media estimada por el modelo para dichas campañas asciende a 6.50 Mg ha⁻¹ año⁻¹, lo que supone que en este caso, la RUSLE sobreestima las pérdidas de suelo en un 240% más de 3.4 veces los valores observados.

En términos absolutos, las mayores faltas de correspondencia entre las tasas anuales observadas y las estimadas corresponden a las campañas 2000/01, 2001/02 y 2006/07, que registraron unas pérdidas de suelo de 7.62, 0.66 y 1.15 Mg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente, mientras que las pérdidas estimadas en el mismo orden son de 17.71, 11.61 y 14.59 Mg ha⁻¹ año⁻¹.

Realizando la comparación en términos relativos, destacan en primer lugar las campañas 2007/08 y 2004/05, en las que no se registró ningún episodio de lluvia con producción de sedimentos, sin embargo, el modelo predice unas pérdidas de suelo de 2.56 y 3.91 Mg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente. En el caso de las campañas 1998/99 y 2005/06, en las que las pérdidas de suelo observadas fueron prácticamente nulas, 0.08 y 0.23 Mg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente, las predicciones de la RUSLE resultan un 3696% y 4144% superiores a las observadas, siendo 3.18 y 9.88 Mg ha⁻¹ año⁻¹.

Por el contrario, en la campaña 1995/96, en la que se registró la mayor pérdida de suelo anual del periodo experimental, la tasa de erosión observada fue de 23.70 Mg ha⁻¹ año⁻¹, mientras que la estimada se reduce a 11.15 Mg ha⁻¹ año⁻¹, resultando este valor estimado un 52.9% inferior al observado.

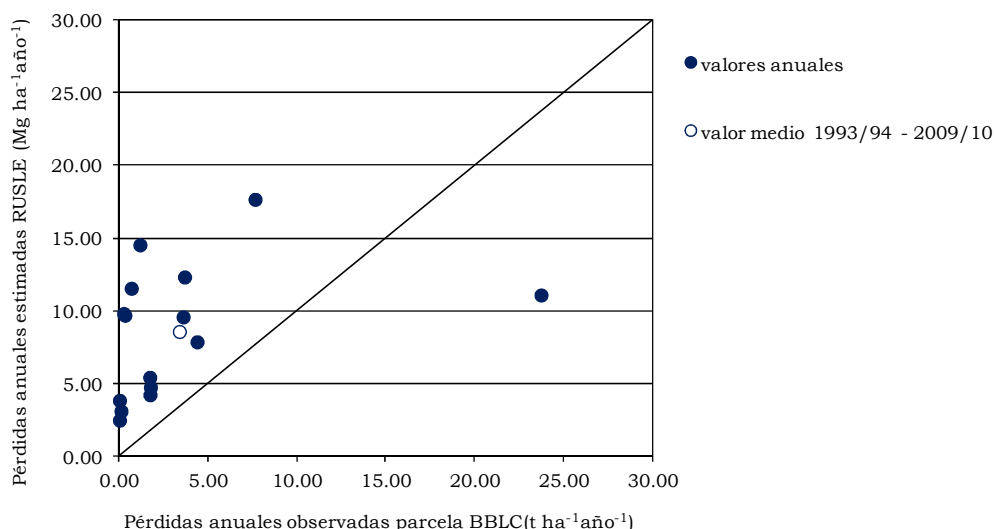


Figura 9. Pérdidas de suelo estimadas por el modelo RUSLE frente a las pérdidas observadas en la parcela de barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional. La recta diagonal equivale a la igualdad entre ambos datos.

Estos resultados coinciden con los obtenidos por otros autores en ambientes mediterráneos. Por ejemplo, Cerdá y Bodí (2008) recogen diferentes estudios llevados a cabo en la Comunidad Valenciana en los que las tasas de erosión estimadas por la USLE resultan entre 2 y 3 órdenes de magnitud superiores a las observadas (por ejemplo, Pérez Cueva y San Roque, 1982; La Roca, 1984 o Calvo); y Romero Díaz (2002) en un extenso trabajo de recopilación bibliográfica concluye que las estimaciones realizadas por la USLE en la región Murcia no se corresponden con los valores obtenidos experimentalmente, sobreestimando el modelo las tasas de erosión en áreas de escasa erosión (con escorrentía laminar) y subestimando la erosión en áreas de intensa erosión (con predominio de escorrentía concentrada).

No obstante, es necesario introducir una corrección en la comparación anterior entre las tasas observadas y las estimadas, ya que, las observadas se refieren a la totalidad de las precipitaciones registradas, mientras que en las estimadas, el modelo tan solo considera los episodios de lluvia que superan un determinado umbral ($P \geq 12.7$ mm, o bien $P < 12.7$ mm pero con al menos un pico de intensidad ≥ 6.35 mm en 15 minutos). En la figura 10 se muestran, para cada una de las campañas agrícolas analizadas, las pérdidas de suelo totales observadas en la parcela de BBLC (correspondientes a la precipitación total registrada en la campaña), las pérdidas de suelo observadas en los episodios considerados erosivos por el modelo y las pérdidas estimadas por el modelo. De esta manera se pueden comparar las pérdidas de suelo observadas y estimadas referidas al mismo volumen de precipitación.

El resultado de ésta corrección supone una mejora en la estimación de la pérdida de suelo de la campaña 1995/96, ya que se reduce la diferencia entre la tasa de erosión observada y la estimada. Si bien, a pesar de que se reduce un 6.7% el error, las pérdidas estimadas por el modelo continúan siendo muy inferiores a las observadas (fig. 10).

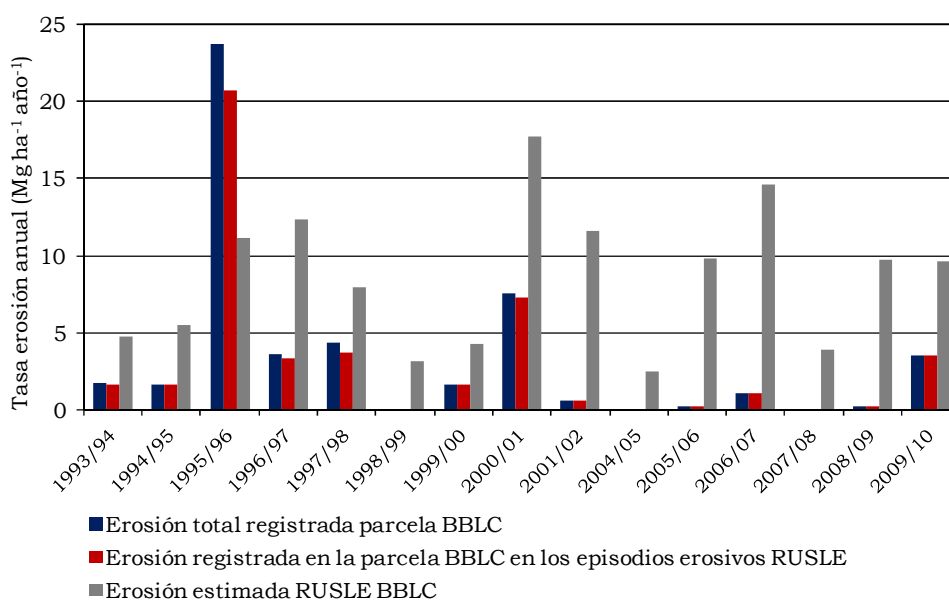


Figura 10. Pérdida total de suelo anual observada en la parcela de barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional BBLC en las campañas agrícolas 1993/94-2009/10, pérdida de suelo anual observada en los episodios de lluvia considerados erosivos por el modelo RUSLE y pérdida de suelo anual estimada por el modelo en las mismas campañas.

Por el contrario, en el resto de las campañas, en las que el modelo sobreestima las pérdidas de suelo, la corrección introducida en la tasa de erosión observada supone que se incrementa el error de estimación, ya que se reducen las pérdidas de suelo observadas y por

tanto aumentan las diferencias con las pérdidas estimadas. Destacan en este sentido las campañas 1996/97, 1997/98 y 2000/01, en las que el error de subestimación del modelo aumenta un 32.2%, 29.0% y 11.1% (fig. 10)..

Respecto a la distribución mensual de la erosión, la figura 11 muestra, para el periodo 1993/94-2009/10, las pérdidas de suelo totales mensuales observadas en la parcela de barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional, las pérdidas de suelo mensuales correspondientes a los episodios considerados erosivos por el modelo y las pérdidas mensuales estimadas por el mismo.

En primer lugar, la figura refleja la elevada falta de correspondencia entre las tasas mensuales estimadas y las observadas en campo. Por un lado, los valores estimados de pérdida de suelo resultan significativamente superiores a los observados en 10 de los 12 meses del año, de febrero a noviembre. Destaca especialmente el mes de octubre, en el que se registró una tasa de 5.4 Mg ha^{-1} , mientras que el modelo predice pérdidas de 31.5 Mg ha^{-1} , es decir la tasa estimada sobrevalora en 5.9 veces la registrada. En términos relativos, los errores de predicción, expresados como el porcentaje de sobreestimación del modelo respecto al total mensual observado, aumentan en el siguiente orden: febrero (106.6%), julio (142.7%), marzo (227.2%), noviembre (273.2%), agosto (314.7%), octubre (488.6%), septiembre (567.4%), abril (792.2%), junio (852.6%), mayo (1340.6%).

Sin embargo, en los meses de enero y diciembre las tasas estimadas son inferiores a las observadas (fig. 11), destacando el mes de enero, en el que la pérdida total de suelo observada asciende a 12.7 Mg ha^{-1} , mientras que el modelo tan sólo estima una pérdida de 4.5 Mg ha^{-1} , 1.5 veces inferior.

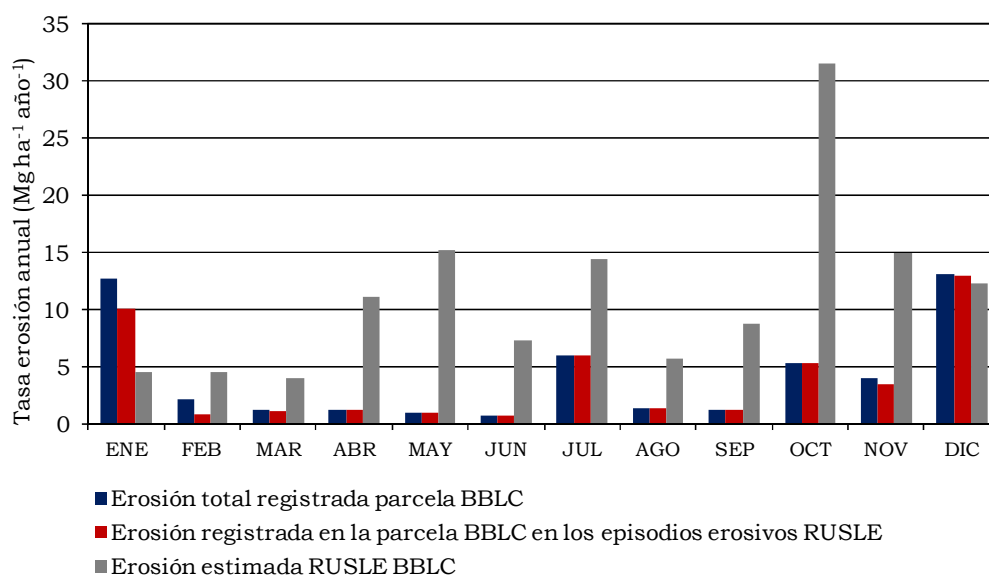


Figura 11. Pérdida total de suelo mensual observada en la parcela de barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional BBLC en el periodo 1993/94-2009/10, pérdida de suelo mensual observada en los episodios de lluvia considerados erosivos por el modelo RUSLE y pérdida de suelo mensual estimada por el modelo en el mismo periodo.

No obstante, de acuerdo con lo expuesto anteriormente, para realizar una comparación más ajustada entre las tasas de erosión estimadas por la RUSLE y las observadas en campo, es necesario que ambas se refieran al mismo volumen de precipitación, por lo que la figura 11 muestra las pérdidas de suelo observadas en la parcela BBLC en los episodios considerados erosivos en la RUSLE (tasas corregidas). Las mayores diferencias entre tasas totales y las

corregidas se observan en los meses de enero febrero y noviembre, en los que las precipitaciones excluidas del modelo generan un 20.5%, un 62.5% y un 12.8% respectivamente de las pérdidas de suelo totales mensuales (fig. 11). En el caso del mes de enero, al comparar la tasa estimada con la corregida se produce una mejora de la estimación, ya que disminuye la diferencia entre ambas. Si bien, en febrero y noviembre, aumenta aún más el error de sobreestimación de la erosión realizado por el modelo.

Por último, cabe destacar como, en el caso de la rotación cereal/barbecho, el factor C incluye la influencia del año del cultivo sobre el estado en el que el suelo llega a la campaña de barbecho. Así, el valor del factor C disminuye por efecto de la rotación del cereal y en consecuencia, se reduce la tasa de erosión resultante respecto al máximo valor del factor ($C=1$), correspondiente a un suelo mantenido en condiciones de barbecho blanco permanente, representativo de la máxima erosión potencial del suelo. La figura 12 muestra las pérdidas de suelo calculadas por el modelo en función del factor C introducido (0.75, 0.9 y 1) frente a las tasas observadas en las parcela BBLC.

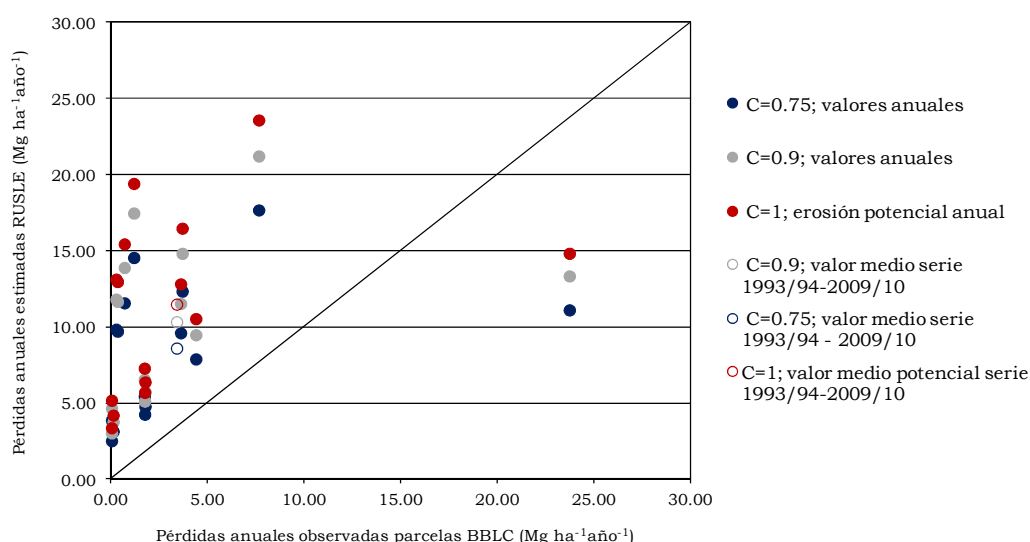


Figura 12. Pérdidas de suelo estimadas por el modelo RUSLE introduciendo diferentes valores del factor C (0.75, 0.9 y 1) frente a las pérdidas observadas en la parcela de barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional. La recta diagonal equivale a la igualdad entre ambos datos.

8.4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos reflejaron marcadas diferencias entre las tasas de erosión estimadas con la RUSLE y las registradas en las parcelas experimentales BBLC. Los valores estimados de pérdida de suelo resultaron significativamente superiores a las tasas registradas en campo cuando estas últimas fueron relativamente moderadas (en 14 de las 15 campañas agrícolas analizadas), mientras que el modelo subestimó las pérdidas de suelo cuando la tasa registrada fue elevada (campaña 1995/96). Por otro lado, el valor medio estimado para la serie de 15 años del periodo experimental resultó tres veces superior a la tasa media de pérdida de suelo registrada en las parcelas de BBLC.

Una primera causa que genera estos errores en la estimación se debe a que el modelo no considera erosivos y excluye del cálculo del factor R los episodios de precipitación e intensidad bajas o moderadas ($P < 12.7$ mm o $I_{15} < 6.35$ mm h⁻¹). En el periodo experimental, estos episodios descartados supusieron el 33.5% de la precipitación total registrada y se concentraron fundamentalmente en los meses invernales, en los que el suelo se encuentra

muy húmedo o saturado y presenta una capacidad de infiltración muy limitada. En esta situación, denominada Temporal (ver capítulo 5), los episodios de lluvia mostraron un gran potencial erosivo y se registraron en las parcelas BBLC elevadas pérdidas de suelo. Sin embargo, de acuerdo con el criterio anterior, estos episodios no son considerados por el modelo.

En segundo lugar, se detectó que algunas de las diferencias en la estimación hecha con la RUSLE derivan de la expresión de cálculo de la erosividad de la lluvia mediante el factor R (ec. 2). Éste, resalta la erosividad de los episodios de elevada intensidad I_{30} , mientras que penaliza el poder erosivo de los episodios de I_{30} reducida. En consecuencia, se observó que el modelo sobrevalora las pérdidas de suelo de los periodos que concentran precipitaciones de elevada intensidad, como ocurre en los meses de mayo a julio y sin embargo, tiende a subestimar las tasas de erosión generadas en periodos de precipitaciones de baja intensidad, como los meses de enero y febrero.

Estos resultados coinciden con los expuestos en el capítulo 5 (apdo. 5.7), que pusieron de manifiesto la falta de correspondencia existente entre el potencial erosivo de la lluvia calculado mediante el factor R en los escenarios de alta erosividad (Temporal y episodios de Moderada y Alta Intensidad EMAI) y las tasas de escorrentía y erosión registradas en ambos escenarios.

En conclusión, el algoritmo que determina la erosividad de las precipitaciones en el modelo (factor R), no caracteriza la variabilidad observada en la capacidad erosiva de la lluvia durante el periodo experimental. De manera, que no resulta adecuado para representar el poder erosivo de la lluvia en condiciones climáticas como las mediterráneas, caracterizadas precisamente por esa gran variabilidad.

Por último, de todo lo anterior, junto con los resultados de la revisión bibliográfica, se concluye que la información de campo disponible en la actualidad resulta claramente insuficiente para calibrar y validar los diferentes modelos de erosión existentes respecto a las condiciones ambientales y características particulares de los suelos en las áreas semiáridas mediterráneas.

9. INFLUENCIA DE LOS MANEJOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO

Las prácticas de manejo alteran las condiciones del suelo y modifican de forma directa e indirecta sus propiedades químicas, físicas y biológicas, que a su vez, influyen en su fertilidad y productividad. Así mismo, ciertas propiedades del suelo que determinan su vulnerabilidad frente a la erosión son afectadas de forma negativa por el laboreo, y como resultado de los procesos erosivos, el suelo manifiesta un descenso en su fertilidad y productividad. Al mismo tiempo, la acción de los agentes erosivos provoca una degradación progresiva de la estructura física del suelo lo que, a su vez, aumenta la vulnerabilidad de éste a ser degradado y afecta al resto de las funciones del suelo (De Alba, *et al.* 2011).

Diversos trabajos han revisado los efectos de los diferentes sistemas de manejo agrícola en las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo y en el desarrollo y producción de los cultivos (McCalla y Army, 1961; Unger y McCalla, 1980; Unger y Stetwart, 1983; Lal, 1989; Godwin, 1990; Blevins y Frye, 1993; Cannel y Hawes, 1994 entre otros en Lampurlanés *et al.*, 2000).

En este capítulo se analizan ciertas propiedades químicas y físicas del suelo en relación con los diferentes sistemas de manejo aplicados en las parcelas experimentales a partir de un muestro de suelo efectuado en noviembre de 2011. En el apartado 9.1 se realiza una introducción sobre cada uno de los parámetros estudiados, en el apartado 9.2 se exponen la metodología de muestreo y los análisis realizados y en el apartado 9.3 se presentan los resultados. A continuación, se analiza la evolución de algunos de los parámetros anteriores desde el inicio de la experimentación hasta el año 2011 (apartado 9.4) y, por último, se formulan las principales conclusiones sobre la influencia de los diferentes manejos en las propiedades analizadas en el apartado 9.5.

9.1. PROPIEDADES ANALIZADAS

Las propiedades estudiadas incluyen: el pH, la concentración de los nutrientes fósforo y nitrógeno, el contenido de materia orgánica y la estabilidad estructural. Otras propiedades como la distribución granulométrica y la textura del suelo se consideran no modificables por efecto de los manejos aplicados, por lo que no son analizados en este capítulo.

9.1.1. pH

La acidificación de la capa superficial del suelo es uno de los fenómenos frecuentemente asociados a los manejos más comunes en agricultura de conservación, especialmente a las prácticas de NL (Moschler *et al.*; 1973; Blevins *et al.*, 1977; Aguilera *et al.*, 1996; Ordóñez-Fernández *et al.*, 2008 entre otros). Esta reducción del pH es atribuida mayoritariamente a la nitrificación del amonio procedente de las distintas enmiendas nitrogenadas, así como de a mineralización del N de los residuos orgánicos del cultivo (Blevins y Frye, 1993). Otra fuente de acidificación corresponde a la pérdida por lavado de cationes de cambio, principalmente Ca y Mg.

Packer y Hamilton (1993) demostraron que el pH del suelo disminuyó significativamente con el NL en relación al LC, coincidiendo con los resultados de Blevins *et al.* (1978), Culley *et al.* (1987) y Dalal (1989). Sin embargo, Da Cunha (1994), evaluando profundidades de hasta 30 cm no encontraron diferencias significativas de pH entre los tratamientos de laboreo para ninguna de las profundidades estudiadas. Randall e Iraragapu (1995) tan sólo obtuvieron diferencias significativas de pH más ácido a favor del NL en una profundidad de 0 a 2.5 cm, mientras que en el resto (hasta 22.5 cm) no hallaron diferencias.

Ordóñez-Fernández *et al.* (2008) señalan que los problemas de acidificación pueden adquirir cierta importancia en zonas con abundantes lluvias, en suelos pobres en bases y fuertemente fertilizados con sales amónicas. El problema puede llegar a ser grave si se alcanzan valores de pH inferiores a 5.5, cuando la toxicidad del Al puede inhibir la acción de ciertos microorganismos beneficiosos y el desarrollo radicular; no obstante, este efecto negativo podría verse atenuado por el incremento de MO, ya que los compuestos orgánicos forman complejos con el Al, con lo cual disminuye su toxicidad para las plantas.

Por otro lado, estos mismos autores indican que al afectar la acidificación a la capa más superficial del suelo, su corrección es fácil y rápida mediante el uso de enmiendas calizas y señalan que en un experimento llevado a cabo en un suelo arcilloso y rico en caliza, el pH no se ha alterado tras 20 años de laboreo de conservación.

9.1.2. Nitrógeno

El nitrógeno es un elemento indispensable para la nutrición vegetal y determinante para el rendimiento de los cultivos. El N que se encuentra en el suelo no procede de la fracción mineral, sino que tiene su origen fundamentalmente en el proceso de fijación biológica del N atmosférico.

La mayor parte del N del suelo (85 al 95%) se encuentra formando compuestos orgánicos integrados en la materia orgánica del suelo, que queda disponible para las plantas a través del proceso de mineralización. A su vez, mediante el proceso contrario de inmovilización, estas formas de N inorgánico son asimiladas por los microorganismos del suelo y de nuevo ligadas a la MO, haciéndolas no disponibles para la alimentación de las plantas (fig. 1).

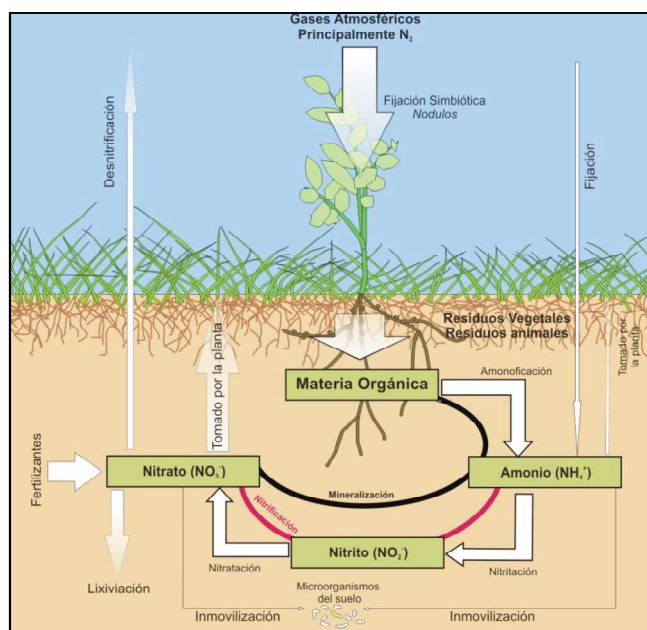


Figura 1. Ciclo del N. Tomado de Plasencia y Corbera (2012).

Además del proceso de fijación del N atmosférico, otras vías de aporte de N son el agua de lluvia y, en sistemas agrícolas, el agua de riego y la adición de fertilizantes orgánicos e inorgánicos, estiércol y restos de cultivo (fig. 1). En estos sistemas, es importante conocer los efectos simultáneos y divergentes que tienen lugar cuando se hace una aportación de N al suelo, ya que el balance neto será el que va a repercutir en los cultivos.

Por otro lado, es fundamental tener en cuenta la gran solubilidad que presenta el N en las formas asimilable para la planta, que pueden dar lugar a serios problemas contaminantes. La agricultura intensiva es la principal fuente de contaminación de las aguas subterráneas por nitratos, siendo los fertilizantes nitrogenados la principal fuente.

Diferentes autores han encontrado diferencias significativas en los niveles de N al comparar diferentes sistemas de manejo del suelo. Por ej. Blevins *et al.* (1983) encontraron diferencias significativas en los niveles de N orgánico en los primeros 5 cm del suelo bajo sistema de NL al compararlo con el sistema convencional; Packer y Hamilton (1993) y Da Cunha (1994) también mostraron un incremento del contenido en N en el NL respecto al LC. López-Fando y Almendros (1995) determinaron incrementos del contenido de N orgánico del 6% a favor del NL en relación al LC. Estos mismos autores señalan que esas diferencias a largo plazo tienen un efecto relevante en los rendimientos.

La mayoría de estudios a largo plazo realizados en España sobre los efectos de la agricultura de conservación en el N del suelo señalan un aumento de este nutriente a favor de los suelos no labrados (Lacasta *et al.*, 2005; Sombrero *et al.*, 2006; Ordóñez, *et al.*, 2007 en Ordóñez-Fernández *et al.*, 2008). No obstante, la intensidad y alcance en el perfil del suelo de estas diferencias depende del clima, tipo de suelo y rotación seguida en la explotación y periodo transcurrido desde la implantación del sistema de laboreo (Lal, 1989).

Sin embargo, existe una cierta controversia sobre la influencia del manejo del suelo en los procesos de nitrificación, desnitrificación y volatilización. Por ejemplo, Francis y Knight (1993) señalan un aumento del N orgánico después de 8 años de NL para una profundidad de 7,5 cm, pero no encuentran diferencias significativas entre el NL y el LC a profundidades superiores. Por su parte, Quemada y Cabrera (1995) indican un menor número de bacterias nitrificantes en el NL en comparación con el LC, obteniendo menores niveles de este anión en suelos con NL.

9.1.3. Fósforo

El fósforo es un elemento esencial en el desarrollo de las plantas, ya que desempeña un importante papel en un gran número de reacciones enzimáticas, y aumenta la resistencia de las mismas al frío y las enfermedades. Los requerimientos de P las plantas son diez veces más bajos que los de N (Ordóñez-Fernández *et al.*, 2008).

A diferencia del N, el P sí que se encuentra de modo natural en el suelo en cantidad apreciable, ya que forma parte de la roca madre como minerales fosfatados insolubles, siendo estas formas las reservas más importantes de dicho elemento. Sin embargo, gran parte del P presente en los suelos no está disponible para los cultivos y debe ser mineralizado para poder ser absorbido por las plantas (Tate, 1985). La disponibilidad del P se ve estimulada por la mineralización del N, encontrándose una mayor concentración de este elemento donde exista una mayor concentración de N (Tisdale, 1991 en Ordóñez-Fernández *et al.*, 2008). Por otro lado, el humus juega un papel relevante en este proceso: por un lado proporciona una reserva de P potencialmente asimilable para las plantas, que se liberará fácilmente por mineralización, y por otro, desempeña una función de protección de los iones fosfatos por formación de humofosfatos, impidiendo así el retorno del P a fosfatos insolubles (Edmond, 2010).

Desde el punto de vista agronómico, el P se considera bastante inmóvil, por lo que su posible pérdida del suelo por lixiviación es poco probable. No obstante, la aplicación

excesiva de fertilizantes fosfatados puede causar problemas medioambientales, por lo que ésta práctica debe realizarse con precaución.

En ese sentido, el manejo continuado de los suelos en AC conduce a una mayor eficiencia del fertilizante fosfatado, aumentando la concentración y disponibilidad de P a causa de la estratificación de la MO en el horizonte superficial (Phillips, 1985 en Ordóñez-Fernández *et al.*, 2008). Esta acumulación superficial provoca una saturación de los sitios de fijación de P, dejando un mayor porcentaje de P total disponible para reponer lo absorbido por las plantas.

Tiessen *et al.* (1983) y Packer y Hamilton (1993) demostraron, comparando dos cultivos con aplicaciones regulares de P, que el nivel no disminuye con el tiempo en el NL, mientras que en el LC se reduce sistemáticamente año a año. Esto implica que bajo el NL se puede reemplazar el efecto del P desde la reserva de MO lo cual no ocurre en el LC por haberse reducido dicha reserva de P en el suelo (Carrasco Jiménez, 1998).

Un gran número de trabajos indican una mayor acumulación de P cerca de la superficie del suelo bajo el sistema de NL, dando como resultado un incremento de los niveles de P del suelo, al compararlos con el LC (Moschler *et al.*, 1973; Langdale *et al.*, 1984; Hargrove, 1985; Follet y Peterson, 1988; Alves 1992; Da Cunha, 1994; Randall e Iragarapu, 1995; Fando y Almendros 1995 en Carrasco Jiménez 1998; González, 1997). Por su parte, Bravo *et al.* (2007), Ordóñez *et al.* (2007) y Saavedra *et al.* (2007) (en Ordóñez-Fernández *et al.*, 2008) han observado, tras más de 19 años de siembra directa en parcelas experimentales y en comparación con el LC, incrementos en la concentración de P en el horizonte superficial respecto a su contenido inicial. En algunos casos, como el estudio de Ordóñez *et al.* (2007), estas diferencias se mantienen hasta los 13 cm de profundidad.

9.1.4. Materia orgánica

La materia orgánica del suelo (MOS) es el material de origen biológico, procedente de alteraciones bioquímicas de los restos de animales, plantas y microorganismos y de la propia actividad vegetal y microbiana; que se encuentra localizado en el interior de macro y microagregados, en la solución y en la superficie del suelo y presenta distintos estados de transformación derivados de la dinámica del medio vivo y de la interacción con el medio mineral, los factores ambientales, el tipo de suelo y las prácticas de cultivo (Labrador, 2008).

Las funciones del suelo se ven directamente afectadas por la cantidad y calidad de la materia orgánica (MO) que contiene, ya que ésta incide directa e indirectamente sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (tabla 2). Por todo ello, se puede afirmar que la MO constituye un indicador importante de la calidad del suelo y de su productividad (Larson y Pierce, 1994; Gregorich y Carter, 1997; Franzluebbers, 2002 en Porta *et al.*, 2003).

En la mayor parte de los ecosistemas naturales, en los que los restos vegetales de cualquier naturaleza caen periódicamente al suelo, la cantidad de MOS se mantiene aproximadamente constante de un año a otro y se puede afirmar que existe una estabilidad, respecto al ciclo orgánico, en la cual las aportaciones están en equilibrio con lo mineralizado y extraído (por ej., Labrador, 2001 y Ordóñez Fernández *et al.*, 2008). Sin embargo, en los sistemas agrícolas no existe tal estabilidad, el aporte de MO fresca es discontinuo y depende del hombre; el estiércol, los residuos de cosecha, la paja incorporada, los abonos verdes y las diversas enmiendas orgánicas sustituyen a la hojarasca, y su descomposición resulta activada por el enterramiento, el laboreo y el aporte simultáneo de abonos minerales

(Labrador, 2001). La puesta en cultivo de un suelo bajo vegetación natural supone una reducción sustancial en su MO, afectando de forma negativa a las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo (Fenton *et al.*, 1999; en Hontoria *et al.*, 2005).

Por tanto, sin otros condicionantes externos –clima, topografía, vegetación, etc.- o genéticos, en los sistemas agrícolas el tipo de manejo es el responsable del contenido y evolución de la MOS. Si el aporte de MO es insuficiente, la reserva de humus desciende progresivamente, hasta llegar un momento en el que las propiedades físicas y químicas del suelo se degradan (Duchafour 1987), afectando negativamente a su fertilidad y a la productividad. La estrecha relación existente entre la MOS y la fertilidad, es un hecho ampliamente constatado y aceptado universalmente (Smith *et al.*, 1993).

| Parámetros físicos |
|---|
| <ul style="list-style-type: none"> - Temperatura: reduce las variaciones - Estructura: participa en la agregación de las partículas minerales. Mejora y mantiene la estabilidad estructural. Reduce la erosión y el encostramiento. Mejora la porosidad. - Dinámica del agua: aumenta la permeabilidad y la capacidad de retención de agua del suelo. Facilita el drenaje al optimizar la porosidad. Reduce las pérdidas por evaporación |
| Parámetros químicos |
| <ul style="list-style-type: none"> - pH: tiene poder tampón, regulando el pH e impidiendo las variaciones perjudiciales para la nutrición vegetal y la vida de los organismos del suelo. - Capacidad de cambio: aumenta la reserva de nutrientes minerales y la capacidad para intercambiarlos con el medio líquido según las necesidades de las plantas, disminuyendo las pérdidas por lixiviación. - Nutrientes: provee de nutrientes en forma orgánica. Favorece la solubilidad de los elementos minerales. Origina compuestos más estables y da lugar a uniones con microelementos que impiden su pérdida y facilitan su asimilación por el vegetal. Mantiene las reservas orgánicas de nitrógeno en el suelo. |
| Parámetros biológicos |
| <ul style="list-style-type: none"> - Sobre la rizosfera: favorece el intercambio de gases en la zona radicular al equilibrar la porosidad del suelo. Favorece la simbiosis de micorrizas y rizobium. - Sobre los organismos: aumenta la biodiversidad al aumentar la cantidad de nutrientes y de energía. Regula la actividad de los organismos, favoreciendo la biotransformación de las sustancias orgánicas y la formación de sustancias húmicas - Sobre las plantas: favorece la germinación de semillas. Activa la formación de raíces y su mejor desarrollo al conseguir suelos más grumosos. Mejora la resistencia de la planta ante enfermedades y plagas y equilibra su estado nutritivo. |

Tabla 2. Principales actuaciones de la materia orgánica en el suelo. Tomado de Labrador, 2008.

Por otro lado, además de controlar los factores que contribuyen al correcto desarrollo del cultivo, y con ello, al buen rendimiento del mismo, la MOS desempeña un papel fundamental en la sostenibilidad de los frágiles y vulnerables agroecosistemas de secano. Este motivo ha llevado a varios autores a considerar la MOS como el principal parámetro indicador de la calidad de los suelos agrícolas (Gregorich *et al.*, 1994; Wander y Bollero, 1999 en Álvaro, 2006).

El laboreo influye en la dinámica de la MOS a través de tres mecanismos principales (Balesdent *et al.*, 2000): cambios en los parámetros climáticos del suelo (temperatura y humedad), incorporación de MO en la matriz del suelo y destrucción periódica de la estructura del suelo.

Las prácticas agrícolas convencionales provocan una reducción de la MOS, siendo este efecto uno de los principales rasgos distintivos de la fuerte degradación de los suelos cultivados que se presenta en algunas zonas de Europa (Bulluck *et al.*, 2002). Ordóñez Fernández *et al.* (2008) exponen que esta reducción, consecuencia del laboreo convencional (LC), es el resultado del menor aporte de MO en forma de residuos de las cosechas, y de las pérdidas de MO ocasionadas por un incremento de la tasa de mineralización y de la

mayor tasa de erosión, que provoca importantes pérdidas de MO junto con el material mineral. Estos mismos autores observaron que diez años de laboreo continuado provocaron un descenso del contenido de MO del 18% en los primeros 20 cm de un suelo del tipo vertisol en Sevilla.

Por el contrario, la agricultura de conservación, especialmente las prácticas de No Laboreo (NL), está asociada con un aumento de la MOS con el tiempo, con las consecuencias positivas que ello conlleva (Giráldez *et al.*, 1995; Smith *et al.*, 1998; Ordóñez *et al.*, 2003; Bravo *et al.*, 2007 en Ordóñez Fernández *et al.*, 2008).

En diversos trabajos se ha puesto de manifiesto la incidencia de las prácticas agrícolas en el contenido de MOS, obteniendo de forma general esta misma conclusión. Prasad y Power (1991) señalan que el LC tiende a reducir los niveles de MO y nitrógeno en el suelo y que por el contrario, el sistema NL, al incorporar residuos en el suelo, aumenta ambos niveles. Blevins *et al.* (1993), comparando tres sistemas de laboreo en maíz después de 10 años, encuentran en los 5 cm superficiales un aumento significativo del nivel de carbono orgánico (CO) en el NL. Da Cunha (1994), en un experimento de 8 años de duración, comparando NL, ML y LC encuentra diferencias significativas en los niveles de MO en los primeros 10 cm de profundidad entre el NL y el ML y LC. Álvarez *et al.* (1995) después de 12 años de experimentación obtuvieron que para el NL, la fracción de CO en los 5 primeros cm del suelo era un 42-50% más alto que en el LC. López Fando y Almendros (1995), observan un claro efecto del sistema de laboreo sobre el nivel de CO del suelo al comparar los sistemas de NL y LC bajo las rotaciones cebada-cebada, cebada-veza y cebada-girasol tras 3 años de experimentación en una zona de clima mediterráneo del centro de España, comprobando así mismo que existe un marcado efecto positivo de la rotación de cultivos en los niveles de CO en los dos sistemas de laboreo, siendo menor en el caso del monocultivo de cebada.

West y Post (2002) tras el análisis de una base de datos en la que se comparan las concentraciones de carbono orgánico (CO) en diferentes sistemas de laboreo en 67 experimentos de larga duración (superior a 5 años), obtuvieron que el paso del LC al NL produjo un aumento medio de CO, para este último sistema, de $5,7 \pm 1,4$ Mg ha⁻¹ y año. Así mismo, concluyen que la variación en el aumento del contenido de carbono alcanza su valor máximo entre los 5 y 10 años y tiende a mantenerse constante cuando se alcanzan los 15 a 20 años desde el inicio del cambio de sistema. Lacasta *et al.* (2005) en una zona próxima a la del presente estudio encuentran que, tras 21 años desde su implantación, el NL incrementó el contenido de CO en los 25 cm superficiales un 15% respecto al valor inicial, mientras que el empleo de la vertedera empobrece dicho contenido en un 15% y el chisel en un 3%. López Fando *et al.* (2005), después de 11 años de manejo de NL encuentran incrementos de 4 Mg ha⁻¹ en el contenido de CO respecto a los suelos labrados. Moreno *et al.* (2006), después de 20 años de NL en Andalucía, obtienen incrementos del contenido de CO del suelo del 23% (5 cm), 19% (10 cm) y 11% (25 cm) respecto a los suelos manejados con LC. Madejón *et al.* (2007) encontraron aumentos del 32, 23 y 15% a las profundidades de 5, 10 y 30 cm respectivamente tras 14 años de cultivo con NL en Sevilla. Ordóñez *et al.* (2007) observaron, tras más de 19 años de NL, un incremento de la MO del 40%. Hernanz y Sánchez Girón (2009), en un experimento de 9 años en Madrid, determinaron en el NL un contenido de CO 14% superior a los sistemas ML y LC, entre los que no hallaron diferencias significativas.

El estudio de la MO es de particular interés en zonas semiáridas por su importancia en la estructura de los suelos (Carrasco Jiménez 1998). Ordóñez Fernández *et al.* (2008) señalan que, en la mayoría de los suelos agrícolas de zonas semiáridas, después de unos 15 a 20 años de laboreo intensivo, se reduce al a mitad el contenido de MO (Kinsella, 1995; Heenan *et al.*, 2004). Por su parte, Zalidis *et al.* (2002) indica que la escasez de MO en los suelos

agrícolas es una constante en las regiones mediterráneas debido principalmente al clima y al sistema de cultivo basado fundamentalmente en un laboreo continuo y en la aplicación de abonos minerales para el mantenimiento de la fertilidad.

9.1.5. Estructura y estabilidad estructural

La estructura del suelo ha sido definida en numerosas ocasiones desde al erigen de la ciencia del suelo. Greenland y Hayes (1978) la definen como “la asociación de partículas en agregados, que dan origen a los poros que contienen aire y agua”. Bullok y Murphy (1980) como “la disposición espacial de las partículas primarias y poros, incluyendo el tamaño, forma y disposición de algunos agregados y los poros entre agregados”. Dexter (1988) como “la heterogeneidad espacial de los distintos componentes o propiedades del suelo”. No obstante, todas las definiciones coinciden en aceptar que la estructura involucra la distribución y ordenamiento espacial de las partículas o agregados que constituyen el suelo y el espacio de huecos asociado.

La estructura es una de las propiedades del suelo que más fácil y frecuentemente se altera con la labranza (Hamblin, 1985) y controla una serie de propiedades y comportamientos del suelo de gran importancia en sistemas agrícolas, ya que éstas influyen directamente en su productividad (Bullock y Murphy, 1980; Carpenedo y Mielniczuck, 1990; Bronick y Lal, 2005 entre otros). Entre ellas, destacan las citadas en la tabla 1 (Porta *et al.*, 2003). En resumen, una buena estructura del suelo es importante para el crecimiento y desarrollo de las plantas porque permite una buena aireación, necesaria para el desarrollo de las raíces, facilita el almacenaje de agua en los espacios porosos y evita la compactación superficial, el encostramiento del suelo y la erosión.

| Propiedad afectada | Efectos positivos |
|--|--|
| Características de la superficie del suelo | Una buena estructura evita el sellado del suelo y la posterior formación de una costra superficial. Facilita la emergencia de las plántulas y la infiltración del agua. |
| Infiltración del agua en el suelo | El aumento de la infiltración: - Disminuye la escorrentía y con ello el riesgo de degradación de un suelo por erosión - Aumenta las reservas de agua en el suelo. |
| Espacio de huecos | Un horizonte bien estructurado: - Permite una buena circulación de agua, aire y nutrientes. Conductividad hidráulica elevada. - Favorece el desarrollo de microorganismos - Favorece la actividad de la fauna del suelo, que a su vez mejora la estructura - Es más penetrable por las raíces, que podrán explorar un mayor volumen, beneficiando el crecimiento de la planta. |
| Compactación | La baja compactación de un horizonte: - Favorece el laboreo - Disminuye la densidad aparente - Favorece el crecimiento de las raíces. |
| Erosibilidad | Un suelo bien estructurado es más resistente a la erosión. |

Tabla 1. Propiedades del suelo y efectos positivos relacionados con la estructura del suelo. Tomado de Porta *et al.*, 2003.

La estabilidad estructural se define como “la resistencia que los agregados oponen a las influencias desintegradoras del agua y a la manipulación mecánica” (Monier 1965). Es decir, hace referencia a la capacidad de los agregados para mantener su forma al estar sometidos

a fuerzas externas, normalmente asociadas al agua (humectación, impacto de las gotas de lluvia, paso de agua) o relacionadas con la labranza.

La estabilidad de los agregados influye en diversos aspectos del comportamiento físico de un suelo, particularmente en la infiltración del agua y la erosión (De Ploey y Poesen, 1985), por lo que es uno de los parámetros utilizados de forma habitual para evaluar la capacidad potencial de erosión o erosibilidad del suelo (Morgan, 1986; Truman *et al.*, 1990). Así mismo, la estabilidad de los agregados se ha utilizado desde los años 40 como parámetro ecológico que identifica la alteración de los ecosistemas y la actividad de los procesos erosivos (Imeson, 1984).

Los principales responsables de la estabilidad estructural son la materia orgánica, la textura, la capacidad de intercambio catiónico y la fauna del suelo (Bonneau y Souchier, 1987), así como otros factores como el clima, las prácticas de manejo y el cultivo. En sistemas agrícolas, la influencia del sistema de manejo sobre la estabilidad estructural del suelo ha sido objeto de diversos estudios (por ej. Low, 1972; Russell, 1973; Benito, 1988; Perfect *et al.*, 1990; Kay, 1990; Martens, 2000; Bronick y Lal, 2005; Álvarez *et al.*, 2005; Buján *et al.*, 2005; Álvaro-Fuentes *et al.*, 2005), quedando suficientemente demostrado que el laboreo representa una alteración importante que provoca el deterioro y destrucción de los agregados del suelo y, por tanto, un exceso de labranza conduce a la degradación del suelo.

Los sistemas de laboreo de conservación mejoran la estructura del suelo, aumentando la proporción de biocanales y macroporos, que hacen posible la infiltración del agua, y disminuyendo la susceptibilidad al encostramiento (Phillips y Young, 1979; López Fandó 1991). Especialmente, diversos autores han observado en una gran variedad de suelos y ambientes un aumento en la estabilidad estructural en los suelos manejados con NL respecto al LC (por ej. Tomlinson, 1974; Boone *et al.*, 1976; Douglas y Goss, 1982; Hamblin, 1984; Carter, 1991; Packer y Hamilton 1993; Singh *et al.*, 1994; Cochrane *et al.*, 1994; Arshad *et al.*, 1999; Hernanz *et al.*, 2002; Álvaro-Fuentes *et al.*, 2005; Perea, 2007)

El tráfico de maquinaria tiene un efecto directo sobre la estructura del suelo, destruyendo los agregados y aumentando la compactación, que se traduce en incrementos de la densidad aparente con una disminución de la porosidad (Greenland 1981; Blevins *et al.*, 1983; Guerif 1987; Dexter 1988; Unger 1990, etc.).

9.1.5.1. La materia orgánica y la estabilidad estructural

La relación entre la MOS y la estructura del suelo ha sido ampliamente analizada en la literatura (Tisdall y Oades, 1982; Puget *et al.*, 1995; Six *et al.*, 2002 entre otros).

Por otro lado, el efecto del laboreo en la dinámica de la MO ha sido muy estudiado por sus consecuencias en la estabilidad estructural del suelo, la erosión, la disponibilidad y pérdida de nutrientes (Doran *et al.*, 1996). La MO cumple una función esencial como agente cementante de las partículas minerales y en la consiguiente formación de agregados de suelo (Bonneau y Souchier, 1987). Así mismo, al definir la estabilidad estructural se observa que un importante factor de resistencia a la destrucción de unidades estructurales es su baja mojabilidad, la cual depende principalmente de la MO. Por tanto, la MO influye en la formación y estabilidad de agregados, ya sea aumentando su grado de cohesión o disminuyendo su mojabilidad (Monier, 1965; Henin *et al.*, 1972; Chenu *et al.*, 2000).

En la medida que exista una mayor cantidad de MO se crea una estructura más estable y una mayor estabilización de agregados, que repercute en una mayor capacidad de retención

de agua y de almacenaje e intercambio de nutrientes, factores que incrementan la productividad agrícola. No obstante, es necesaria una correcta mezcla con el material mineral, en particular las arcillas (Duchafour 1987).

Greenland (1971), Fortun (1988) y Pérez (1992) han encontrado correlaciones significativas entre determinadas fracciones de la MO y la estabilidad de los agregados. Por ejemplo, Benito (1988) identificó que el principal factor estabilizador de la estructura del suelo era la MO. Este mismo autor, de acuerdo con sus resultados y con los trabajos de Boels, 1972 (en Benito, 1988), estableció que existiría un nivel crítico en torno al 4% de MO mínimo para la conservación de la estructura del suelo. Así mismo, varios estudios han demostrado el efecto positivo de los sistemas de laboreo reducido (mínimo laboreo) en la estabilidad de los macroagregados, debido fundamentalmente a los aportes de MO (Carrasco Jiménez, 1998).

9.2. ANÁLISIS Y MÉTODOS EMPLEADOS

Para el estudio de las propiedades del suelo con relación a los sistemas de manejo aplicados en las parcelas experimentales se realizó una campaña de muestreo en noviembre de 2011. Los parámetros analizados fueron: pH, N, P, materia orgánica MO y estabilidad de agregados y los sistemas de manejo: abandono de larga duración (AB), abandono puesto en marcha en 2008 (Abr), rotación cultivo de cebada/barbecho con prácticas de no laboreo (NL), rotación cultivo de cebada/barbecho tardío con prácticas de mínimo laboreo (CML/BT), rotación cultivo de cebada/barbecho blanco con prácticas de mínimo laboreo (CML/BBML) y rotación cultivo de cebada/barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional (LC).

Teniendo en cuenta la variabilidad espacial del suelo en el campo experimental, y más concretamente el gradiente textural en la dirección de la pendiente (ver capítulo 3), el muestreo se realizó por duplicado considerando los dos tipos de suelos: arenoso-franco en la parte inferior de las parcelas y franco-arenoso en la parte baja. Así mismo, con objeto de analizar la variabilidad de los parámetros con la profundidad dentro del horizonte de labor, en cada punto de muestreo se tomaron muestras de suelo correspondientes a las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm (excepto en el caso del muestro destinado al análisis de la estabilidad de agregados, en el que solo se tomaron muestras de los 5 primeros cm del suelo). Por otro lado, en cada punto de muestreo se tomaron 4 réplicas, cada una de ellas compuestas a partir de 3 submuestras.

Los métodos empleados para la realización de los correspondientes análisis se encuentran en la tabla 3. Los análisis de laboratorio se realizaron en los siguientes laboratorios: laboratorio de Geodinámica de la Facultad de Geológicas de la Universidad Complutense de Madrid (análisis de pH), laboratorio de suelos del Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA) (análisis de la materia orgánica, N y P) y laboratorio de Edafología de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de la Universidad Politécnica de Madrid (análisis de la estabilidad de agregados).

Así mismo, se ha analizado con detalle la evolución temporal de la MO y de la estabilidad estructural en los manejos no laboreo (NL), laboreo convencional (LC) y abandono (AB), presentes en el campo experimental desde el año 1992. Para ello, se han utilizado los resultados de los análisis realizados en los años 1993, 1994, 1995 y 1996 (De Alba, 1998) y 2003, 2004 y 2005 (inédito).

Los criterios seguidos en los muestreos correspondientes a dichos análisis están de acuerdo con los descritos anteriormente: muestras compuestas, tomadas en todas las parcelas, en

los dos tipos de suelo y en las dos profundidades 0-10 cm y 10-20 cm. Los análisis se realizaron en el Servicio General de Análisis del Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC) y los métodos empleados se encuentran en la tabla 3.

| Fecha muestreo | Parámetros analizados y métodos análisis |
|----------------|--|
| Noviembre 1993 | |
| Noviembre 1994 | <ul style="list-style-type: none"> - Materia orgánica: procedimiento de Walkley y Black (Walkley, 1935; Hesse, 1971; Jackson, 1974), recomendado en el Manual Métodos Oficiales de Análisis (MAPA, 1994). - Estabilidad de agregados: test de impacto de gotas de agua (McCalla, 1944). Solo en el año 1996. |
| Noviembre 1995 | |
| Noviembre 1996 | |
| Octubre 2003 | |
| Octubre 2004 | |
| Octubre 2005 | |
| | <ul style="list-style-type: none"> - pH: suspensión de suelo, seco y tamizado por 2 mm, en agua desionizada en una solución de 1 a 2.5. - Fósforo asimilable: método de Olsen (1954), recomendado en el Manual Métodos Oficiales de Análisis (MAPA, 1994). - Nitrógeno total: variante de la técnica de Kjeldahl recomendada en el Manual Métodos Oficiales de Análisis (MAPA, 1994). |
| Noviembre 2011 | <ul style="list-style-type: none"> - Materia orgánica: procedimiento de Walkley y Black (Walkley, 1935; Hesse, 1971; Jackson, 1974), recomendado en el Manual Métodos Oficiales de Análisis (MAPA, 1994). - Estabilidad de agregados: método Kemper y Rosenau (1986) empleando el aparato Eijkelkamp de tamizado en húmedo. |

Tabla 3. Fecha de los muestreos y métodos de análisis empleados para las determinaciones de pH, P asimilable, N total, materia orgánica y estabilidad de los agregados del suelo.

Para cada una de las propiedades analizadas se evaluó el efecto provocado por el sistema de manejo, el efecto del factor tipo de suelo y el efecto de la profundidad en el horizonte de labor, así como la interacción entre estos factores. Los análisis estadísticos consistieron en análisis de la varianza (ANOVA) de tipo multifactorial. Para el contraste de la significación estadística de las diferencias entre las distintas medias comparadas dos a dos, se aplicó el test de la diferencia mínima significativa (*LSD Post hoc test*). Todos los análisis fueron realizados con el programa estadístico informático IBM® SPSS® Statistics v.19 (2010).

9.3. RESULTADOS

9.3.1. pH

La figura 2 representa los valores medios de pH del suelo obtenidos en los análisis correspondientes al muestreo realizado en 2011 en los manejos AB, NL, ABr, CML/BT, CML/BBML y LC. Se diferencian los resultados obtenidos en el suelo de textura arenoso-franca (Ar-fran), correspondiente a la parte inferior de la ladera, y los obtenidos en el suelo de textura franco-arenosa (Fran-ar), situado en la parte alta, así como los valores correspondientes a las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm.

En primer lugar, respecto al factor tipo de suelo, el análisis multifactorial de la varianza (tabla 4) señala que existen diferencias significativas al nivel $p < 0.01$ entre los pHs de los dos tipos de suelo. Como se puede apreciar en la figura 2, el pH del suelo Fran-ar (valores entre 6.0 y 6.7) resulta ligeramente superior al del suelo Ar-fran (entre 5.5 y 6.3) en todos los manejos y profundidades analizadas, hecho que, por otra parte, justifica la falta de significación estadística hallada para las interacciones entre el manejo y el suelo ($p = 0.336$) y el manejo y la profundidad ($p = 0.823$).

Los manejos que presentan las mayores diferencias en función del tipo de suelo son el AB y el NL, con valores de 6.3 (0-10 cm) y 6.2 (10-20 cm) en el suelo Ar-fran y 6.7 (0-10 cm) y 6.5 (10-20 cm) en el Fran-ar en el AB; y 6.0 (0-10 cm) y 5.5 (10-20 cm) en el suelo Ar-fran y 6.0 (0-10 cm) y 6.4 (10-20 cm) en el Fran-ar en el NL.

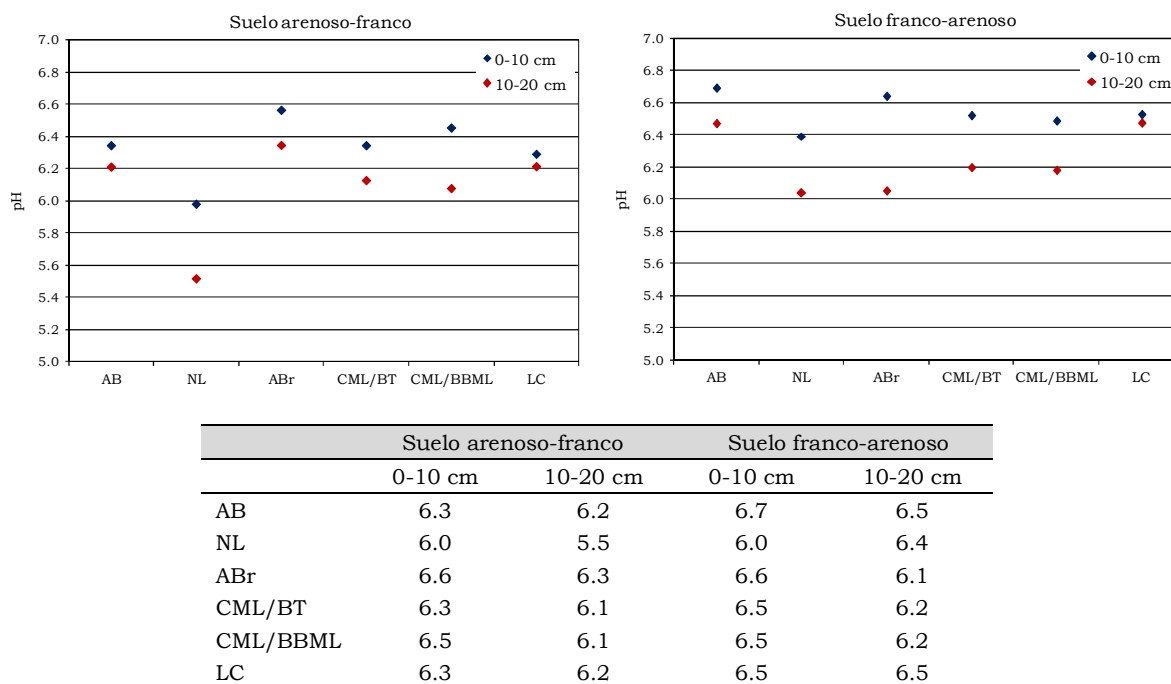


Figura 2. Valores de pH obtenidos en los sistemas de manejo AB, NL, ABr, CNL/BT, CML/BBML y LC, en las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm, en el suelo arenoso -franco y en el franco-arenoso.

| Factor | N° grupos | p |
|--------------------|-----------|----------|
| Manejo | 6 | 0.001** |
| Profundidad | 2 | 0.005** |
| Suelo | 2 | 0.007** |
| Manejo*profundidad | 6*2 | 0.823 NS |
| Manejo*suelo | 6*2 | 0.336 NS |
| Suelo*profundidad | 2*2 | 0.278 NS |
| Manejo*prof.*suelo | 6*2*2 | 0.286 NS |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 4. Resumen de los resultados del análisis de varianza para el pH en el suelo en función del sistema de manejo aplicado, del tipo de suelo y de la profundidad.

Por otro lado, los resultados de los análisis de varianza realizados de forma independiente para cada tipo de suelo (tabla 5) muestran que el manejo tan sólo ejerce una influencia significativa sobre el pH en el suelo de tipo Ar-fran ($p=0.000$), mientras que en el suelo Fran-ar ni el factor manejo ni la profundidad arrojaron resultados significativos ($p=0.342$ y $p=0.431$ respectivamente).

Como se puede apreciar en la figura 2, en el suelo Ar-fran la aplicación del NL ha provocado el descenso del pH en las dos profundidades analizadas, mostrando una reducción significativa respecto al resto de manejos (p entre 0.000 y 0.002, tabla 6), así como las mayores diferencias en el valor de este parámetro entre ambas profundidades. Así, el pH de la capa 0-10 cm es de 6.0 en el NL frente al rango de 6.3 a 6.6 obtenido en el resto de manejos, y en la capa 10-20 cm aumentan más las diferencias, con un valor de 5.5 en el NL frente al rango de 6.1 a 6.3 en el resto de manejos.

En este sentido, la rotación LC muestra una respuesta opuesta, siendo los valores de pH prácticamente idénticos en ambas profundidades en los dos tipos de suelo (6.3 y 6.2 en las capas 0-10 cm y 10-20 cm en el suelo Ar-fran y 6.5 en las dos profundidades en el suelo Fran-ar).

| Factor | Nº grupos | Suelo Ar-fran <i>p</i> | Suelo Fran-ar <i>p</i> |
|--------------------|-----------|---------------------------|---------------------------|
| Manejo | 6 | 0.000*** | 0.342 NS |
| Profundidad | 2 | 0.001** | 0.295 NS |
| Manejo*profundidad | 6*2 | 0.732 NS | 0.431 NS |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 5. Resumen de los resultados de los análisis de varianza para el pH en el suelo en función del sistema de manejo aplicado en el suelo arenoso-franco y en el franco-arenoso.

| | AB | NL | Abr | CML/BT | CML/BBML | LC |
|----------|----|-------|-------|--------|----------|-------|
| AB | - | 0.001 | 0.118 | 0.810 | 0.904 | 1 |
| NL | ** | - | 0.000 | 0.002 | 0.001 | 0.001 |
| ABr | NS | *** | - | 0.077 | 0.146 | 0.118 |
| CML/BT | NS | ** | NS | - | 0.719 | 0.810 |
| CML/BBML | NS | ** | NS | NS | - | 0.904 |
| LC | NS | ** | NS | NS | | - |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 6. Resumen de las comparaciones a posteriori DMS para el pH en función del sistema de manejo aplicado en el suelo arenoso-franco.

9.3.2. Nitrógeno

Los valores medios de N obtenidos en los análisis realizados a partir del muestreo efectuado en 2011 en los manejos AB, NL, ABr, CML/BT, CML/BBML y LC se representan en la figura 3. Se diferencian los resultados obtenidos en los suelos Ar-fran y Fran-ar y en las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm.

Los resultados del análisis de la varianza (tabla 7) indican diferencias significativas en los niveles de N en función del tipo de suelo ($p=0.000$), siendo en general dichos niveles superiores en el suelo Fran-ar que en el suelo Ar-fran (fig. 3). Estas diferencias responden al mayor contenido en arena del suelo Ar-fran, que le confiere una mayor permeabilidad y por tanto un mayor lavado de éste elemento respecto al suelo Fran-ar, que presenta una mayor capacidad de retención del N debido a su alto contenido en arcilla.

A partir de los análisis de varianza realizados de forma independiente para cada tipo de suelo, se detectó que tanto el sistema de manejo como la profundidad influyen de forma significativa en el contenido de N ($p=0.000$ en ambos factores en los dos tipos de suelo, tabla 8). Respecto al perfil de distribución del N en profundidad, el contenido de éste tiende a ser mayor en la capa superficial de 0-10 cm en comparación con la de 10-20 cm.

Sin embargo, se observan importantes diferencias en el patrón de distribución en función del manejo aplicado, con una interacción manejo-profundidad significativa en el caso del suelo Ar-fran ($p=0.000$) y cercana a la significación en el Fran-ar ($p=0.058$). Como se puede observar en la figura 3, los sistemas que incluyen prácticas de labranza (ML y LC), en los que la capa de labor es mezclada varias veces al año por efecto del laboreo, presentan valores muy similares de N entre las capas 0-10 cm y 10-20 cm. Más aún, la diferenciación en el contenido de N en profundidad se reduce a medida que aumenta la intensidad y frecuencia de las labores. De manera que, en el CML/BT el contenido de N se reduce con la

profundidad en un 40% en el suelo Ar-fran (0.033% en 0-10 cm y 0.020% en 10-20 cm) y en un 37.7% en el Fran-ar (0.053% en 0-10 cm y 0.033% en 10-20 cm); en el CML/BBML se reduce en un 20% (0.035% en 0-10 cm y 0.028% en 10-20 cm) en el suelo Ar-fran y en un 10.4% en el Fran-ar (0.048% en 0-10 cm y 0.033% en 10-20 cm); y en el CLC/BBML los contenidos de N son idénticos en las capas 0-10 cm y 10-20 cm en el suelo Ar-fran y se reduce en un 15% (0.045% en 0-10 cm y 0.038% en 10-20 cm) en el Fran-ar.

Por el contrario, AB y NL, en las que no se han aplicado prácticas de laboreo desde el año 1992, presentan contenidos superiores de N y más contrastados entre las dos profundidades, con un enriquecimiento en N en la capa superficial 0-10 cm del 87% en el AB (0.040% en 0-10 cm y 0.023% en 10-20 cm) y del 143% en el NL (0.073% en 0-10 cm y 0.030% en 10-20 cm) en el suelo Ar-fran; y del 97.3 % en el AB (0.073% en 0-10 cm y 0.037% en 10-20 cm) y del 132.5% en el NL (0.093% en 0-10 cm y 0.040% en 10-20 cm) en suelo Ar-fran.

El mayor contenido de N en la capa superficial en el NL respecto al AB podría corresponder al aporte de abonos nitrogenados que se aplican anualmente en este sistema. Por otro lado, en el NL se produce una incorporación adicional de N como resultado de la mineralización de los restos orgánicos de los cultivos que quedan en superficie, mientras que en el AB todo el N proviene de la actividad biótica generada de forma espontánea en el suelo.

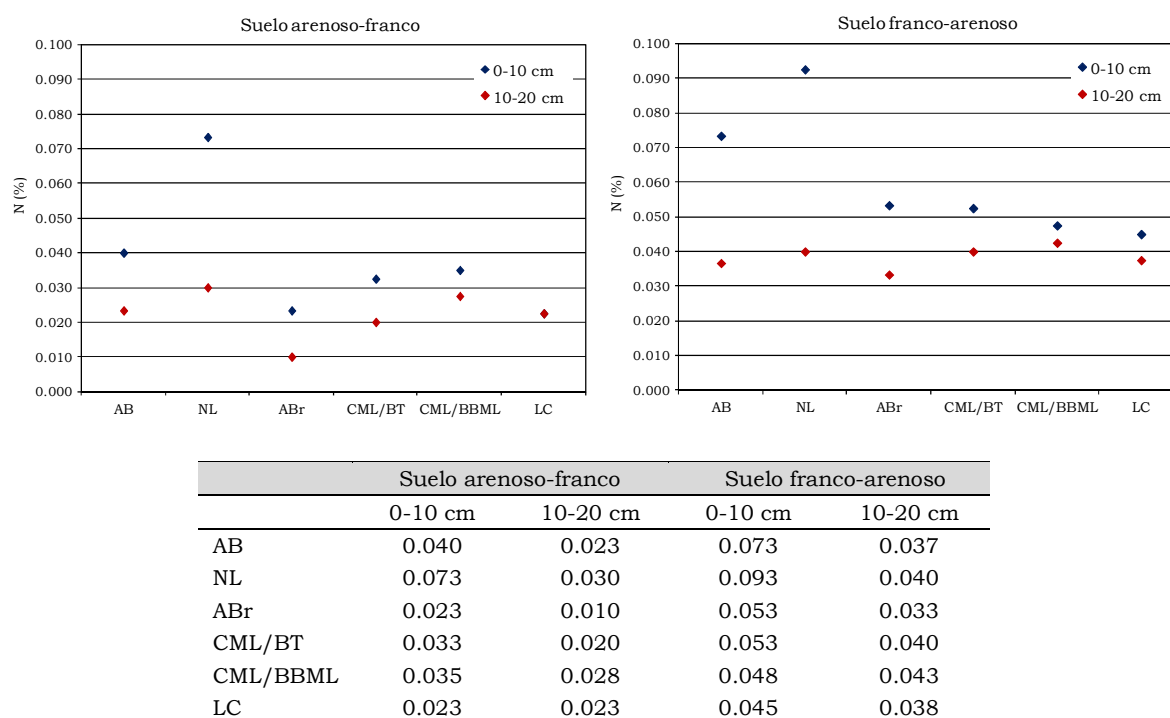


Figura 3. Contenidos de nitrógeno (%) obtenidos en los sistemas de manejo AB, NL, ABr, CNL/BT, CML/BBML y LC, en las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm, en el suelo arenoso-franco y en el franco-arenoso.

| Factor | Nº grupos | p |
|--------------------|-----------|----------|
| Manejo | 6 | 0.000*** |
| Profundidad | 2 | 0.000*** |
| Suelo | 2 | 0.000*** |
| Manejo*profundidad | 6*2 | 0.000*** |
| Manejo*suelo | 6*2 | 0.616 NS |
| Suelo*profundidad | 2*2 | 0.039* |
| Manejo*prof.*suelo | 6*2*2 | 0.443 NS |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 7. Resumen de los resultados del análisis de varianza para el contenido de nitrógeno en el suelo (%) en función del sistema de manejo aplicado, del tipo de suelo y de la profundidad.

| Factor | Nº grupos | Suelo Ar-fran p | Suelo Fran-ar p |
|--------------------|-----------|--------------------|--------------------|
| Manejo | 6 | 0.000*** | 0.000*** |
| Profundidad | 2 | 0.000*** | 0.000*** |
| Manejo*profundidad | 6*2 | 0.000*** | 0.058 NS |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 8. Resumen de los resultados de los análisis de varianza para el contenido de nitrógeno en el suelo, en función del sistema de manejo y de la profundidad en el suelo arenoso-franco y en el franco-arenoso.

Evaluando el valor medio de la capa 0-20 cm en el suelo Ar-fran en los distintos manejos, el test DMS indicó diferencias significativas entre el NL y el resto de manejos, con un incremento medio del 100%; mientras que en suelo Fran-ar, además del NL, el AB también arrojó diferencias significativas respecto a los manejos ABr, CML/BBML y LC, con incrementos medios del 50% y del 25% respectivamente (NL y AB). En ningún caso se detectaron diferencias significativas en el contenido de N entre los manejos CML/BT, CML/BBML y LC (tablas 9 y 10).

| | AB | NL | ABr | CML/BT | CML/BBML | LC |
|----------|----|-------|-------|--------|----------|-------|
| AB | - | 0.010 | 0.029 | 0.316 | 0.938 | 0.095 |
| NL | * | - | 0.000 | 0.000 | 0.005 | 0.000 |
| ABr | * | *** | - | 0.152 | 0.025 | 0.429 |
| CML/BT | NS | *** | NS | - | 0.318 | 0.452 |
| CML/BBML | NS | ** | * | NS | - | 0.085 |
| LC | NS | *** | NS | NS | NS | - |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 9. Resumen de las comparaciones a posteriori DMS para el contenido de nitrógeno (%) en función del sistema de manejo aplicado en el suelo arenoso-franco.

| | AB | NL | ABr | CML/BT | CML/BBML | LC |
|----------|----|-------|-------|--------|----------|-------|
| AB | - | 0.026 | 0.030 | 0.078 | 0.046 | 0.007 |
| NL | * | - | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| ABr | * | *** | - | 0.549 | 0.731 | 0.668 |
| CML/BT | NS | *** | NS | - | 0.781 | 0.270 |
| CML/BBML | * | *** | NS | NS | - | 0.406 |
| LC | ** | *** | NS | NS | NS | - |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 10. Resumen de las comparaciones a posteriori DMS para el contenido de nitrógeno en el suelo franco-arenoso en función del sistema de manejo aplicado.

Por último, en todos los manejos se observan mayores diferencias en los valores de N entre las dos profundidades analizadas en suelo Fran-ar que en el Ar-fran. Estas diferencias se relacionan con el mayor contenido en arcillas del suelo Fran-ar, que genera una menor

permeabilidad y una mayor presencia de agregados estables que conlleva una mayor capacidad de retención del N. Por el contrario, en el suelo Ar-fran, la alta permeabilidad y el consiguiente lavado del N facilitan la homogeneización del contenido de N en ambas capas.

9.3.3. Fósforo

La figura 4 representa los valores medios de P asimilable obtenidos en los análisis correspondientes al muestreo realizado en 2011 en los manejos AB, NL, ABr, CML/BT, CML/BBML y LC. Se diferencian los resultados obtenidos en los suelos Ar-fran y Fran-ar, y en las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm.

El análisis multifactorial de la varianza detectó diferencias significativas en los valores de éste elemento entre el suelo Ar-fran y el Fran-ar ($p=0.007$), así como entre los diferentes manejos ($p=0.000$) y profundidades analizadas ($p=0.000$) (tabla 11). En relación con el tipo de suelo, los mayores contenidos de P asimilable se encontraron en el suelo Fran-ar, con valores que oscilan entre 21.25 y 39.00 mg kg⁻¹ en el suelo Fran-ar frente al rango 19.00 a 37.00 mg kg⁻¹ del Ar-fran.

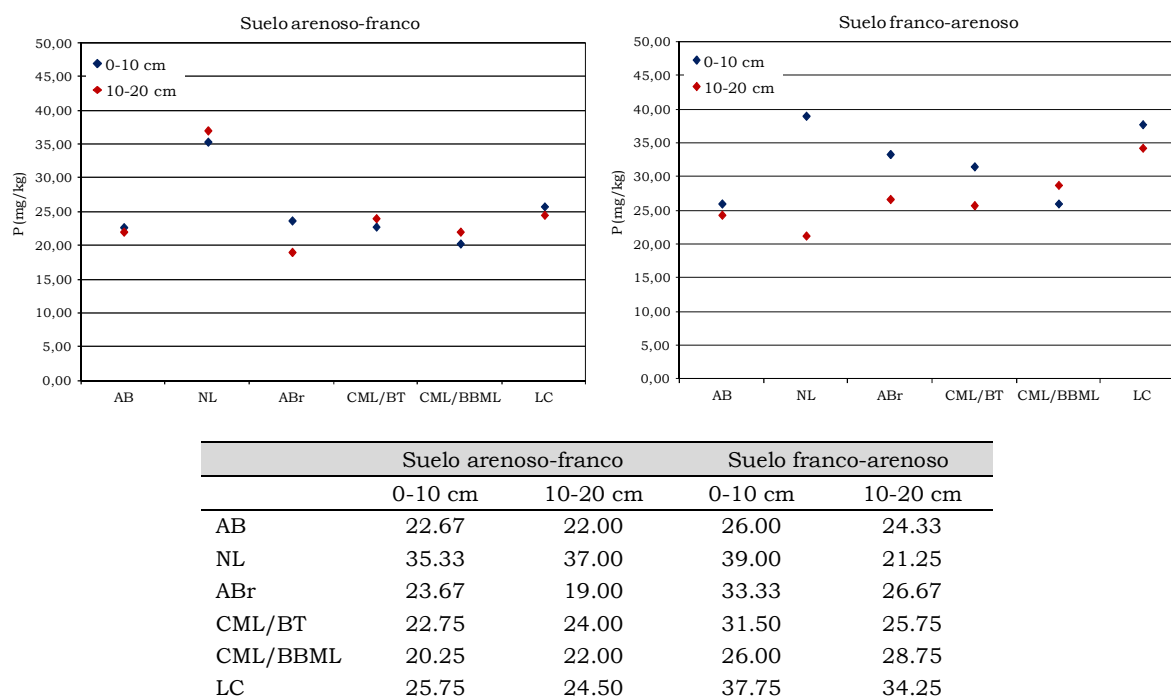


Figura 4. Contenidos de fósforo (mg kg⁻¹) obtenidos en los sistemas de manejo AB, NL, ABr, CNL/BT, CML/BBML y LC, en las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm, en el suelo arenoso-franco y en el franco-arenoso.

| Factor | Nº grupos | p |
|--------------------|-----------|-------|
| Manejo | 6 | 0.000 |
| Profundidad | 2 | 0.000 |
| Suelo | 2 | 0.007 |
| Manejo*profundidad | 6*2 | 0.080 |
| Manejo*suelo | 6*2 | 0.000 |
| Suelo*profundidad | 2*2 | 0.009 |
| Manejo*prof.*suelo | 6*2*2 | 0.018 |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 11. Resumen de los resultados del análisis de varianza para el contenido de fósforo en el suelo en función del sistema de manejo aplicado, del tipo de suelo y de la profundidad.

Respecto a los análisis estadísticos realizados en cada tipo de suelo, los resultados indicaron, en primer lugar, una fuerte influencia del sistema de manejo en el contenido medio de P en ambos suelos. En el suelo Ar-fran, destaca la superioridad del contenido de P en el NL, que presenta un incremento significativo del 60% respecto al resto de manejos ($p=0.000$, tabla 13), con 33.17 mg kg^{-1} frente al valor medio de 22.66 mg kg^{-1} del resto. En el suelo Fran-ar se observan menos diferencias en función del manejo aplicado, no obstante, el test DMS detectó diferencias significativas entre LC y el resto de manejos ($p<0.01$), mostrando el LC un incremento en N del 27.3% respecto al contenido medio del resto.

| Factor | Nº grupos | Suelo Ar-fran p | Suelo Fran-ar p |
|--------------------|-----------|----------------------|----------------------|
| Manejo | 6 | 0.000*** | 0.000*** |
| Profundidad | 2 | 0.956 NS | 0.000*** |
| Manejo*profundidad | 6*2 | 0.873 NS | 0.000*** |

* $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 12. Resumen de los resultados de los análisis de varianza para el contenido de fósforo en el suelo en función del sistema de manejo aplicado y de la profundidad en el suelo arenoso-franco y en el franco-arenoso.

| | AB | NL | ABr | CML/BT | CML/BBML | LC |
|----------|-----|-------|-------|--------|----------|-------|
| AB | - | 0.000 | 0.876 | 0.733 | 0.693 | 0.364 |
| NL | *** | - | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| ABr | NS | *** | - | 0.626 | 0.834 | 0.307 |
| CML/BT | NS | *** | NS | - | 0.429 | 0.537 |
| CML/BBML | NS | *** | NS | NS | - | 0.164 |
| LC | NS | *** | NS | NS | NS | - |

* $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 13. Resumen de las comparaciones a posteriori DMS para el contenido de fósforo en función del sistema de manejo aplicado en el suelo arenoso-franco.

| | AB | NL | ABr | CML/BT | CML/BBML | LC |
|----------|-----|-------|-------|--------|----------|-------|
| AB | - | 0.008 | 0.015 | 0.058 | 0.219 | 0.000 |
| NL | ** | - | 0.944 | 0.365 | 0.102 | 0.001 |
| ABr | * | NS | - | 0.441 | 0.146 | 0.002 |
| CML/BT | NS | NS | NS | - | 0.449 | 0.000 |
| CML/BBML | NS | NS | NS | NS | - | 0.000 |
| LC | *** | ** | * | *** | *** | - |

* $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 14. Resumen de las comparaciones a posteriori DMS para el contenido de fósforo en función del sistema de manejo aplicado en el suelo franco-arenoso.

El factor profundidad tan sólo resultó significativo en el suelo Fran-ar ($p=0.000$), observándose un enriquecimiento medio en P en la capa de 0-10 cm respecto a la de 10-20 cm del 23.1%. Destaca en este sentido el NL, con 39.00 mg kg^{-1} en la capa 0-10 cm y 21.25 mg kg^{-1} en la capa 10-20 cm, que supone un incremento en la capa más superficial del 83.5%.

Por el contrario, como se puede apreciar en la figura 4, en el suelo Ar-fran los contenidos de P en las profundidades 0-10 y 10-20 cm son prácticamente idénticos en todos los manejos aplicados, con diferencias menores al 8% entre las dos capas analizadas en todos los casos. Este hecho responde a las características texturales del suelo Ar-fran, de mayor permeabilidad y, por tanto, menor capacidad de retención que el suelo Fran-ar, en el que los nutrientes son lixiviados con facilidad.

9.3.4. Materia orgánica

La figura 5 representa los valores medios de materia orgánica MO obtenidos en los análisis correspondientes al muestreo realizado en 2011 en los manejos AB, NL, ABr, CML/BT, CML/BBML y LC. Se diferencian los resultados obtenidos en los suelos Ar-fran y Fran-ar, y en las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm.

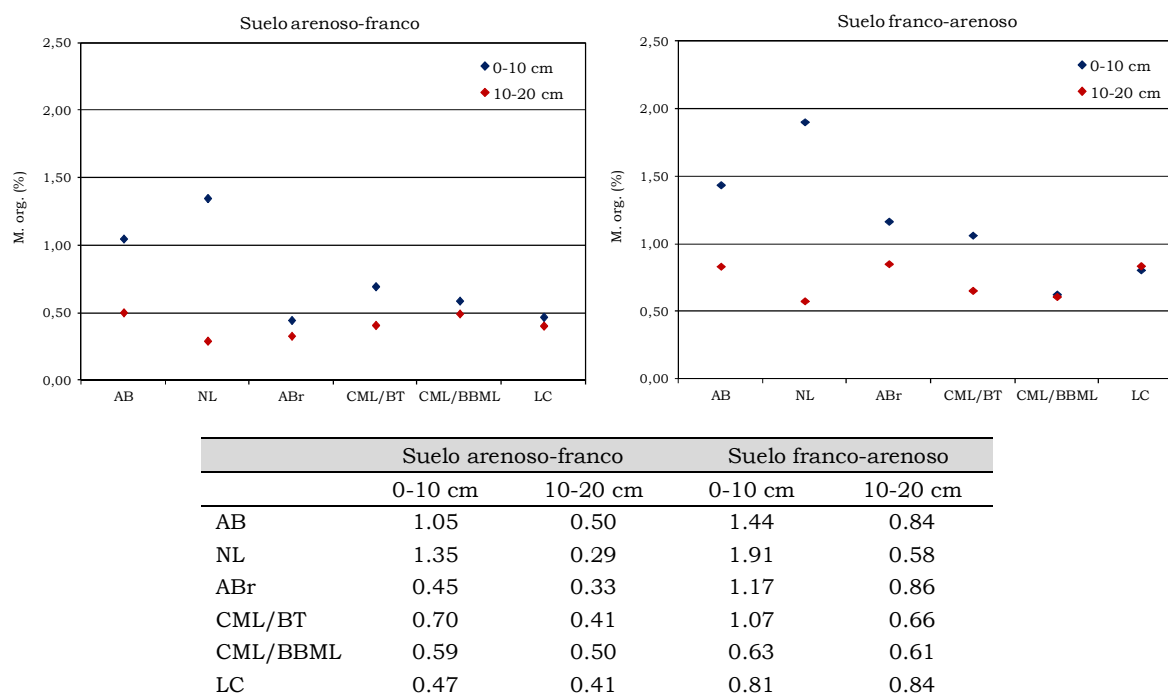


Figura 5. Contenidos de materia orgánica (%) en los sistemas de manejo AB, NL, ABr, CNL/BT, CML/BBML y LC en las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm en el suelo arenoso-franco y en el franco-arenoso.

En primer lugar, cabe destacar lo reducido de los valores medios de MO obtenidos, en general inferiores al 1% y que en ningún caso superan el 1.91%.

Los resultados del análisis de varianza, resumidos en la tabla 15, señalan que los tres factores considerados, tipo de suelo, manejo y profundidad, influyen de forma significativa sobre el contenido de MO en el suelo con un nivel de significación $p=0.000$. Como se aprecia en la figura 5, el suelo Fran-ar presenta contenidos superiores de MO que el suelo Ar-fran en todos los manejos aplicados y a todas las profundidades analizadas. Esto se refleja en la falta de interacción significativa entre los factores suelo y manejo ($p=0.124$) y suelo y profundidad ($p=0.189$), que implica que los efectos de los respectivos factores son aditivos.

| Factor | Nº grupos | p |
|--------------------|-----------|----------|
| Manejo | 6 | 0.000*** |
| Profundidad | 2 | 0.000*** |
| Suelo | 2 | 0.000*** |
| Manejo*profundidad | 6*2 | 0.000*** |
| Manejo*suelo | 6*2 | 0.124 NS |
| Suelo*profundidad | 2*2 | 0.189 NS |
| Manejo*prof.*suelo | 6*2*2 | 0.284 NS |

* $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 15. Resumen del resultado del análisis de varianza para el contenido de materia orgánica en el suelo en función del sistema de manejo aplicado, del tipo de suelo y de la profundidad.

Los porcentajes de MO fluctúan entre 0.29% y 1.35% en el suelo Ar-fran, mientras que en el suelo Fran-ar lo hacen entre 0.58% y 1.91% (fig. 5). Esta superioridad está relacionada con la mayor capacidad de retención de nutrientes del suelo Fran-ar debido a su composición granulométrica, que presenta un porcentaje de arcillas mucho más elevado que suelo Ar-fran.

Respecto a la influencia del sistema de manejo, el contenido medio de MO en la capa 0-20 cm es significativamente superior en el AB y NL que en el resto de manejos en los dos tipos de suelos (tablas 16, 17 y 18). En el suelo Ar-fran, este contenido medio es del 0.78% en el AB, 0.82% en el NL, 0.43% en el ABr, 0.53% en el CML/BT, 0.54% en el CML/BBML y 0.43% en el LC. Mientras que en el suelo Fran-ar es del 1.44% en el AB, 1.34% en el NL, 0.98% en el ABr, 0.83% en el CML/BT, 0.62% en el CML/BBML y 0.83% en el LC. Comparando los sistemas que presentan los porcentajes extremos, LC y NL, el contenido de MO del NL es un 80% superior al del LC en el suelo Ar-fran, y un 38% superior en el suelo Fran-ar. No se han detectado diferencias significativas entre las rotaciones con prácticas de ML (CML/BT y CML/BBML) y la rotación con prácticas de LC en ninguno de los dos tipos de suelos (tablas 16, 17 y 18).

Estos resultados coinciden con los obtenidos respecto a la estabilidad estructural de los diferentes manejos, confirmando que la importancia de la MO en la formación de agregados del suelo.

| Factor | Nº grupos | Suelo Ar-fran <i>p</i> | Suelo Fran-ar <i>p</i> |
|--------------------|-----------|---------------------------|---------------------------|
| Manejo | 6 | 0.002 | 0.000 |
| Profundidad | 2 | 0.000 | 0.000 |
| Manejo*profundidad | 6*2 | 0.028 | 0.000 |

p*<0.05; *p*<0.01; ****p*<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 16. Resumen de los resultados de los análisis de varianza para el contenido de materia orgánica en el suelo en función del sistema de manejo y de la profundidad en el suelo arenoso-franco y en el franco-arenoso.

| | AB | NL | ABr | CML/BT | CML/BBML | LC |
|----------|----|-------|-------|--------|----------|-------|
| AB | - | 0.673 | 0.004 | 0.022 | 0.061 | 0.008 |
| NL | NS | - | 0.001 | 0.004 | 0.016 | 0.001 |
| ABr | ** | ** | - | 0.319 | 0.153 | 0.535 |
| CML/BT | ** | * | NS | - | 0.611 | 0.663 |
| CML/BBML | NS | * | NS | NS | - | 0.347 |
| LC | ** | * | NS | NS | NS | - |

p*<0.05; *p*<0.01; ****p*<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 17. Resumen de las comparaciones a posteriori DMS para el contenido de materia orgánica en función del sistema de manejo aplicado en el suelo arenoso-franco.

| | AB | NL | ABr | CML/BT | CML/BBML | LC |
|----------|-----|-------|-------|--------|----------|-------|
| AB | - | 0.997 | 0.062 | 0.011 | 0.000 | 0.025 |
| NL | NS | - | 0.047 | 0.007 | 0.000 | 0.016 |
| ABr | NS | * | - | 0.541 | 0.030 | 0.771 |
| CML/BT | * | ** | NS | - | 0.085 | 0.729 |
| CML/BBML | *** | *** | * | NS | - | 0.051 |
| LC | * | * | NS | NS | NS | - |

p*<0.05; *p*<0.01; ****p*<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 18. Resumen de las comparaciones a posteriori DMS para el contenido de materia orgánica en función del sistema de manejo aplicado en el suelo franco-arenoso.

En cuanto a la distribución de la MO en profundidad, en todos los manejos se observa una tendencia a presentar un mayor contenido de MO en los 10 cm superficiales que en la capa 10-20 cm (fig. 5). No obstante, los resultados dependen completamente del sistema de manejo, siendo la interacción de ambos factores significativa en los análisis de varianza realizados en los dos tipos de suelo (tabla 19). Por un lado, en los sistemas en los que se aplica laboreo (ML y LC), se aprecia una menor diferenciación del contenido de MO con la profundidad (fig. 5), lo que sin duda es resultado de la continua homogeneización del horizonte de labor con las sucesivas prácticas de laboreo. Así mismo, se observa dentro de estos sistemas una tendencia a aumentar el grado de homogeneidad a medida que se incrementa la frecuencia e intensidad de las labores, de acuerdo con el orden CML/BT, CML/BBML, LC. Así, en el CML/BT el incremento de MO en la capa 0-10 cm es del 61% en el suelo Ar-fran (0.70% en 0-10 cm y 0.41% en 10-20 cm) y del 62.23% en el Fran-ar (1.07% en 0-10 cm y 0.63% en 10-20 cm); en el CML/BBML este incremento es del 31.3% (0.59% en 0-10 cm y 0.50% en 10-20 cm) en el suelo Ar-fran y del 2.8% en el Fran-ar (0.63% en 0-10 cm y 0.61% en 10-20 cm); mientras que en el CLC/BBML tan sólo hay un incremento del 8.6% en el suelo Ar-fran (0.47% en 0-10 cm y 0.41% en 10-20 cm) e incluso en el Fran-ar se invierte la tendencia, presentando un 0.81% la capa 0-10 cm y un 0.84 % la capa 10-20 cm.

La respuesta contraria corresponde al NL y al AB, en los que se observa una diferenciación del contenido de MO en profundidad muy superior a los manejos anteriores. La capa de 0 a 10 cm presenta en ambos manejos un elevado enriquecimiento en MO, del 108.6% en el suelo Ar-Fran (1.05% en 0-10 cm y 0.50% en 10-20 cm) y del 72.1% en el suelo Fran-ar (1.44% en 0-10 cm y 0.84% en 10-20 cm) en el AB; y especialmente elevado en el caso del NL, con un aumento del 431.8% en el suelo Ar-Fran (1.35% en 0-10 cm y 0.29% en 10-20 cm) y del 228.7% en el suelo Fran-ar (1.91% en 0-10 cm y 0.58% en 10-20 cm).

Este aumento del contenido de MO en los dos manejos en la capa de 0 a 10 cm se debe a que los restos vegetales, bien sean de cultivo o de vegetación espontánea, se acumulan en la superficie del suelo y no son mecánicamente mezclados e incorporados al horizonte de labor, proceso que acelera su tasa de descomposición y provoca una más rápida mineralización del C y N orgánicos (Lal, 1976; Blevins *et al.*, 1977).

Dicho incremento se refleja en los resultados test *a posteriori* de los análisis de varianza realizados de cada una de las profundidades analizadas (tablas 20 y 21). Como se puede apreciar en dichas tablas, el contenido en MO de los manejos AB y NL es significativamente superior al resto tan sólo en la capa 0-10 cm, mientras que en la capa 10-20 cm no se detectaron diferencias significativas entre 5 manejos evaluados. Dicho resultados coinciden en los dos tipos de suelos.

| Factor | Nº grupos | Suelo Ar-fran 0-10 cm <i>p</i> | Suelo Ar-fran 10-20 cm <i>p</i> | Suelo Fran-ar 0-10 cm <i>p</i> | Suelo Fran-ar 10-20 cm <i>p</i> |
|--------|-----------|--------------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|
| Manejo | 6 | 0.001** | 0.855 NS | 0.000*** | 0.192 NS |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 19. Resumen de los resultados de los análisis de varianza para el contenido de materia orgánica en el suelo en función del sistema de manejo aplicado, del tipo de suelo y de la profundidad.

Por otro lado, en la figura 5 se observa que en la capa 0-10 cm el contenido en MO en el NL es superior al AB, aunque las diferencias no resultan estadísticamente significativas en ninguno de los dos tipos de suelos (tablas 20 y 21). Esta superioridad es resultado de la mayor tasa de incorporación de MO que se produce en dicho manejo por parte de los restos del cultivo y de la necromasa generada tras la aplicación del herbicida previo a la siembra.

Por último, a pesar de que en el ABr tampoco se aplicó ningún tipo de labranza desde su implantación, los 3 años transcurridos no resultan suficientes para que el suelo presente diferencias significativas con los manejos labrados respecto a su contenido en MO.

| | AB | NL | ABr | CML/BT | CML/BBML | LC |
|----------|----|-------|-------|--------|----------|-------|
| AB | - | 0.435 | 0.004 | 0.017 | 0.022 | 0.006 |
| NL | NS | - | 0.000 | 0.002 | 0.002 | 0.001 |
| ABr | ** | *** | - | 0.338 | 0.284 | 0.642 |
| CML/BT | * | ** | NS | - | 0.898 | 0.586 |
| CML/BBML | * | ** | NS | NS | - | 0.503 |
| LC | ** | ** | NS | NS | NS | - |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 20. Resumen de las comparaciones a posteriori DMS para el contenido de materia orgánica en función del sistema de manejo aplicado en el suelo arenoso- franco en la profundidad 0-10 cm.

| | AB | NL | ABr | CML/BT | CML/BBML | LC |
|----------|----|-------|-------|--------|----------|-------|
| AB | - | 0.090 | 0.078 | 0.016 | 0.003 | 0.012 |
| NL | NS | - | 0.002 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| ABr | NS | ** | - | 0.501 | 0.133 | 0.516 |
| CML/BT | * | *** | NS | - | 0.328 | 0.875 |
| CML/BBML | ** | *** | NS | NS | - | 0.402 |
| LC | * | *** | NS | NS | NS | - |

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; NS diferencia no significativa

Tabla 21. Resumen de las comparaciones a posteriori DMS para el contenido de materia orgánica en función del sistema de manejo aplicado en el suelo franco-arenoso en la profundidad 0-10 cm.

9.3.5. Estabilidad estructural

Los valores medios del porcentaje de agregados estables al agua en los 5 primeros cm del suelo obtenidos en los análisis realizados a partir del muestreo efectuado en 2011 en los manejos AB, NL, ABr, CML/BT, CML/BBML y LC se representan en la figura 6, en la que se diferencian los resultados obtenidos en los suelos Ar-fran y Fran-ar, y en las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm.

Los resultados han puesto de manifiesto que tanto el tipo de suelo como el sistema de manejo dan lugar a fuertes diferencias en la estabilidad de los agregados del suelo, presentando ambos factores resultados estadísticamente significativos al nivel $p=0.000$ (tabla 22). En general, los porcentajes de agregados estables resultaron superiores en el suelo Fran-ar, respondiendo al mayor contenido en arcilla que presenta este suelo, factor directamente relacionado con una mayor presencia de agregados.

No obstante, la interacción entre el manejo y el suelo resultó significativa ($p=0.043$), señalando que los manejos muestran comportamientos diferentes en función del tipo de suelo, tal y como se observa en la figura 6.

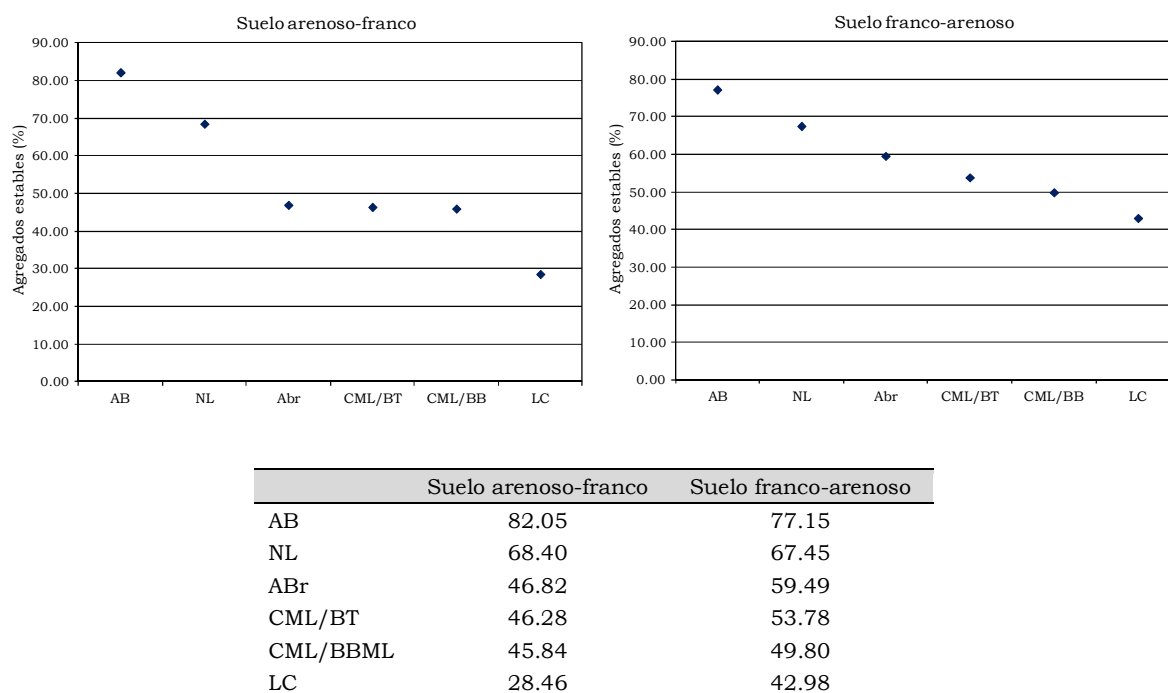


Figura 6. Porcentaje de agregados estables al agua en los sistemas de manejo AB, NL, ABr, CNL/BT, CML/BBML y LC en el suelo arenoso –franco y en el franco-arenoso.

| Factor | Nº grupos | p |
|--------------|-----------|-------|
| Manejo | 6 | 0.000 |
| Suelo | 2 | 0.000 |
| Manejo*suelo | 6*2 | 0.043 |

*p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 22. Resumen del resultado del análisis de varianza para la estabilidad estructural (% agregados estables al agua) en función del sistema de manejo aplicado y del tipo de suelo.

Los resultados del análisis de la influencia del manejo en los dos tipos de suelo resultaron significativos al nivel $p=0.000$ (tabla 23). En ambos, el AB es el manejo que muestra el mayor porcentaje de agregados estables (82.05% en el suelo Ar-fran y 77.15% en el Fran-ar) y el LC el manejo que presenta el porcentaje más reducido (28.46% en el suelo Ar-fran y 42.98% en el Fran-ar). Dado que la estabilidad estructural es uno de los parámetros más relacionados con la erodibilidad del suelo, los resultados señalan que el AB confiere al suelo la situación más favorable frente a los fenómenos erosivos, mientras el LC representa la más desfavorable, con una reducción del porcentaje de agregados estables del 65.3% en el suelo Ar-fran y del 44.3% en el suelo Fran-ar frente al AB.

El suelo tipo Ar-fran, los manejos se agrupan en tres niveles significativamente diferentes respecto a su estabilidad estructural (fig. 6, tabla 24). Por un lado, el AB y el NL presentan porcentajes de agregados estables significativamente superiores al resto de los manejos, con un 82.1% en el NL y un 68.4% en el AB. A continuación, se encuentran el abandono iniciado en 2008 (ABr) y los manejos con prácticas de ML (CML/BT y CML/BBML), con porcentajes del 46.8% 46.3% y 45.8% respectivamente. En el caso del ABr, los tres años de abandono han supuesto una mejora en la estructura del suelo, ya que muestra diferencias significativas con el LC ($p=0.000$). Si bien, no ha transcurrido el tiempo suficiente para que el suelo alcance la estabilidad estructural observada en el abandono de larga duración, por lo que también se detectan diferencias significativas con este manejo ($p=0.000$).

Por último, el LC muestra el menor porcentaje de agregados estables, 28%, con diferencias estadísticamente significativas respecto al resto (tabla 24). Este valor supone una reducción en el porcentaje de agregados estables del 53.6% respecto al AB, del 39.9% respecto al NL, del 18,4% respecto al ABr, del 17.8% respecto al CML/BT y del 17.4% respecto al CML/BBML.

En el suelo tipo Fran-ar se observa una reducción progresiva en la estabilidad de los agregados a medida que aumenta la frecuencia e intensidad de las labores realizadas (fig. 5). El porcentaje de agregados estables disminuye en el orden AB (77.2%), NL (67.5%), ABr (59.5%), CML/BT (53.8%), CML/BBML (49.8%), LC (43%), siendo el valor del AB significativamente superior al resto (tabla 25).

Comparando la situación más desfavorable en ambos tipos de suelos, el porcentaje de agregados estables del LC en el suelo de textura franco-arenosa resulta un 14.5% superior al mismo manejo en el suelo de textura arenoso-franca, consecuencia directa de sus características texturales.

| Factor | Nº grupos | Suelo Ar-fran <i>p</i> | Suelo Fran-ar <i>p</i> |
|--------|-----------|---------------------------|---------------------------|
| Manejo | 6 | 0.000 | 0.000 |

p*<0.05; *p*<0.01; ****p*<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 23. Resumen de los resultados de los análisis de varianza para la estabilidad estructural (% agregados estables al agua) en función del sistema de manejo aplicado en el suelo arenoso-franco y en el franco-arenoso.

| | AB | NL | ABr | CML/BT | CML/BBML | LC |
|----------|-----|-------|-------|--------|----------|-------|
| AB | - | 0.096 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| NL | NS | - | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| Abr | *** | *** | - | 0.771 | 0.688 | 0.000 |
| CML/BT | *** | *** | NS | - | 0.484 | 0.000 |
| CML/BBML | *** | *** | NS | NS | - | 0.001 |
| LC | *** | *** | *** | *** | ** | - |

p*<0.05; *p*<0.01; ****p*<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 24. Resumen de las comparaciones a posteriori DMS para la estabilidad estructural (% agregados estables al agua) en función del sistema de manejo aplicado en el suelo arenoso-franco.

| | AB | NL | ABr | CML/BT | CML/BBML | LC |
|----------|-----|-------|-------|--------|----------|-------|
| AB | - | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| NL | *** | - | 0.460 | 0.025 | 0.000 | 0.000 |
| Abr | *** | NS | - | 0.164 | 0.008 | 0.000 |
| CML/BT | *** | * | NS | - | 0.140 | 0.011 |
| CML/BBML | *** | *** | ** | NS | - | 0.287 |
| LC | *** | *** | * | *** | NS | - |

p*<0.05; *p*<0.01; ****p*<0.001; NS diferencia no significativa

Tabla 25. Resumen de las comparaciones a posteriori DMS para la estabilidad estructural (% agregados estables al agua) en función del sistema de manejo aplicado en el suelo franco-arenoso.

9.4. EVOLUCIÓN DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL Y DEL CONTENIDO DE MO DESDE EL INICIO DE LA EXPERIMENTACIÓN EN 1993 HASTA EL 2011

En el presente apartado se analiza la evolución de los parámetros estabilidad estructural y contenido en MO en los manejos AB, NL y LC, a partir de sucesivos análisis realizados desde el año 1993, momento en el que se instalan las parcelas y comienzan a aplicarse los diferentes tratamientos sobre un suelo manejado previamente con prácticas de LC, hasta el 2011. Ambos parámetros son representativos de la calidad del suelo y de su grado de vulnerabilidad frente a los procesos erosivos y ampliamente utilizados en su evaluación. No obstante, no se pretende atender a los valores absolutos obtenidos en los diferentes análisis de dichos parámetros, sino a la tendencia general que se observa en éstos con el transcurso del tiempo, así como a las diferentes respuestas que presentan los manejos seleccionados AB, NL y LC.

9.4.1. Estabilidad estructural

Para el análisis de la evolución de la estabilidad estructural se dispone de los resultados obtenidos en 1996 (De Alba, 1998) mediante el test del impacto del número de gotas de agua (McCalla, 1944), que corresponden a muestras de suelo recogidas tras el cuarto año desde el comienzo de la aplicación de los manejos. En todos los casos el test se repitió con 20 agregados de suelo de tamaño comprendido entre 4 y 4.8 mm.

Las figuras 7 y 8 muestran en número medio de impactos de gotas de agua necesario para conseguir la destrucción de los agregados de los manejos AB, NL y LC en 1996 y el porcentaje de agregados estables correspondiente a los mismos manejos en 2011 en el suelo arenoso-franco (Ar-fran) (fig. 7) y en el suelo franco-arenoso (Fran-ar) (fig. 8). Como se puede apreciar en ambas figuras, tanto el sistema de manejo como el tipo de suelo dan lugar a diferencias en la estabilidad de los agregados, siendo estas diferencias significativas en las dos series de datos.

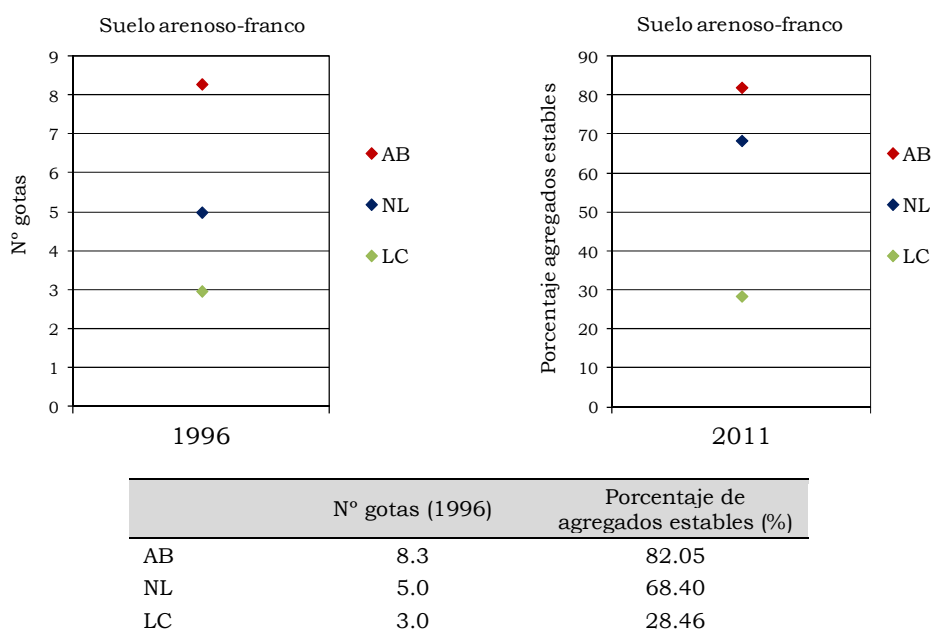


Figura 7. Valores medios de estabilidad estructural obtenidos en 1996 con el test del impacto de gotas de agua (McCalla, 1944) y en 2011 mediante el método de tamizado en húmedo de Kemper y Rosenau (1986), en los manejos AB, NL y LC en el suelo de textura arenoso-franca.

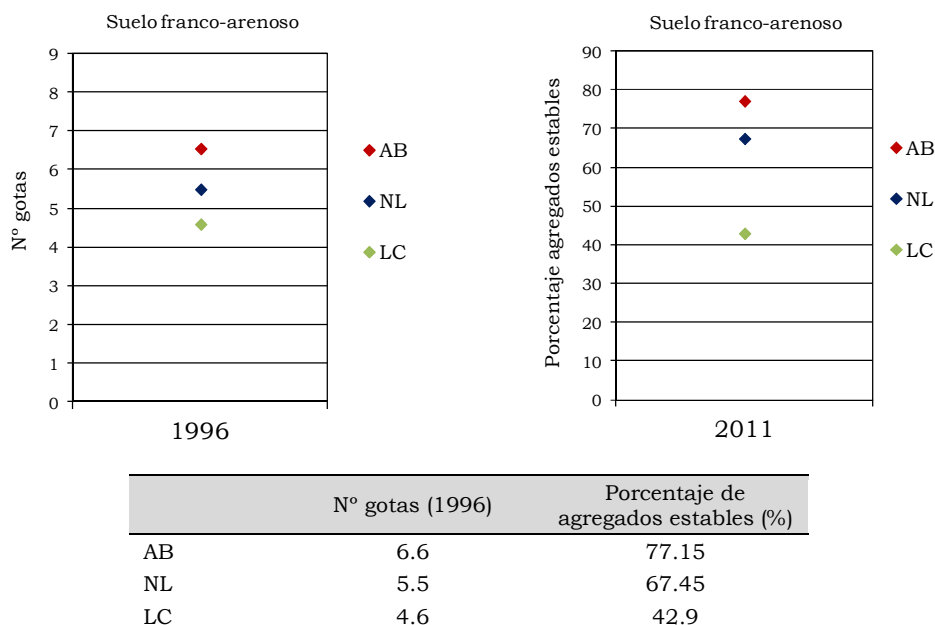


Figura 8. Valores medios de estabilidad estructural obtenidos en 1996 con el test del impacto de gotas de agua (McCalla, 1944) y en 2011 mediante el método de tamizado en húmedo de Kemper y Rosenau (1986), en los manejos AB, NL y LC en el suelo de textura franco-arenosa.

Respecto a la respuesta del suelo en función del sistema de manejo, en los dos tipos de análisis realizados y en los dos tipos de suelos muestreados se obtuvieron resultados básicamente coincidentes. En todos los casos, la máxima estabilidad de los agregados del suelo corresponde al AB, seguida del NL y del LC, que presenta estabilidades claramente inferiores (figs. 7 y 8).

Dado que al comienzo de la experimentación en el año 1993 todas las parcelas parten de condiciones iniciales similares, sobre una ladera agrícola con cultivos herbáceos manejados mediante prácticas de LC, los resultados de 1996 indican que cuatro años de abandono (AB) o de aplicación de prácticas de NL son suficientes para observar una mejora en la agregación de las partículas del suelo respecto a su situación original. Así, el nº medio de impactos de gota necesarios para conseguir la destrucción de los agregados en 1996 en el AB fue de 7.4, en el NL de 5.3 y en el LC de 3.8, lo que supone un incremento del 95.9% en el AB y del 38.6% en el NL respecto al LC.

No obstante, esta mejora aumenta a medida que pasa el tiempo, y tras 18 años consecutivos de aplicación de los manejos (93/94-2010/11), las diferencias en la estabilidad estructural se incrementan considerablemente. Así, en 2011 el porcentaje de agregados estables del AB triplica el del LC y el del NL resulta 2.5 veces superior a este último en el suelo Ar-fran; mientras que en el suelo Fran-ar, AB y NL muestran porcentajes de agregados estables 1.8 y 1.6 veces superiores respectivamente al del LC.

En cuanto a la influencia del tipo de suelo, en general se ha observado una mayor estabilidad de los agregados en las muestras del suelo Fran-ar frente a las del Ar-fran y una mayor diferenciación de este parámetro en función del manejo (figs. 7 y 8). Esto guarda relación con tres factores fundamentales que diferencian ambos tipos de suelos, presentando el Fran-ar: a) mayor proporción de partículas coloidales que aumenta la agregabilidad de las partículas de suelo; b) mayores contenidos en MO, factor preponderante en el proceso de agregación; y, como resultado de los dos anteriores c) una mayor capacidad de retención de agua y dado que con la humedad aumenta la cohesión

interna de los agregados se reduce la acción disgregadora del agua durante el proceso de humectación o de impacto (De Alba, 1998).

9.4.2. Materia orgánica

En el caso del contenido en MO, se dispone una serie de datos con análisis realizados en los años 1993, 1994, 1995, 1996 (De Alba, 1998), 2003, 2004, 2005 (inéditos) y 2011, que reflejan la evolución de este parámetro a lo largo de los 18 años de experimentación. Cabe destacar que todas las parcelas se instalaron en 1992 sobre la misma ladera manejada previamente con prácticas de LC, por tanto, todas partieron de condiciones idénticas.

Las figuras 9 y 10 presentan la evolución del contenido de MO en la capa 0-10 cm en los manejos AB, NL y LC desde el año 1993 (primer año de aplicación) hasta el 2011 (transcurridos 18 años), la figura 9 corresponde al suelo Ar-fran y la figura 10 al Fran-ar. Las figuras 11 y 12 reflejan la evolución de este parámetro en el mismo periodo de tiempo en la capa 10-20 cm, la figura 11 corresponde al suelo Ar-fran y la figura 12 al Fran-ar.

En primer lugar, comparando los resultados obtenidos en la capa 0-10 cm (figs. 9 y 10) y los de la capa 10-20 cm (figs. 11 y 12), se observa que la influencia del sistema de manejo sobre el contenido de MO se manifiesta principalmente en la capa más superficial del suelo 0-10 cm. Como se puede apreciar en las figuras 11 y 12, en los tres manejos el contenido de MO en la capa de 10 a 20 cm oscila en un rango muy reducido: 0.34% a 0.94% en el AB, 0.26% a 0.59% en el NL y 0.28% a 0.75% en el LC en el suelo Ar-fran; y 0.56% a 1.72% en el AB, 0.63% a 1.68% en el NL y 0.55 a 0.94% en el LC en el suelo Fran-ar. En ninguno de los análisis realizados en los diferentes años se han detectado diferencias significativas en el contenido de MO en la capa 10-20 cm entre los tres manejos.

No obstante, en la capa superficial de 0 a 10 cm la evolución de este parámetro depende del manejo aplicado. Por un lado, las parcelas en las que no se ha aplicado ningún tipo de labor (NL y AB) muestran un enriquecimiento progresivo en MO a lo largo del tiempo. Este incremento se manifiesta desde los primeros años de aplicación y en 2011 (tras 18 años) ambos manejos alcanzan valores máximos similares, en torno al 1.2% en el suelo Ar-fran y cercano al 1.8% en el suelo Fran-ar, que suponen un incremento aproximado del 77.8% y del 85.6% respecto a las condiciones iniciales.

Si bien, en el suelo Ar-fran el AB en los análisis del año 2003, tras 11 años de abandono, el contenido en MO ya se aproxima a estos valores máximos. Sin embargo, la falta de datos entre el año 1996 y el 2005 no permite detectar en qué momento se alcanza este contenido máximo. En caso del NL, los datos señalan que en el 2011 el suelo ya ha alcanzado el valor máximo, pero de la misma manera, la ausencia de datos en el periodo 2007-2011 no permite establecer el momento en el que el suelo alcanzó este valor.

De cualquier manera, las tendencias son claras y revelan que partiendo de un suelo en las mismas condiciones, el AB y el NL suponen una mejora progresiva en cuanto al contenido de MO respecto al LC y convergen hacia contenidos máximos similares tras 18 años de aplicación. Estos resultados coinciden con los observados por Giráldez *et al.* (1995); Smith *et al.* (1998); Ordóñez *et al.* (2003); Lacasta (2005); Bravo *et al.* (2007) y Ordóñez-Fernández *et al.* (2008), entre otros.

Por el contrario, los sucesivos análisis realizados en el LC muestran un contenido de MO en la capa 0-10 cm muy similar al inicial (figs. 9 y 10). Este valor se sitúa en torno al 0.5% en el suelo Ar-fran y al 1.0% en el caso del suelo Fran-ar. Muy posiblemente, estos valores se

sitúen muy próximos a los contenidos umbrales mínimos de MO posibles en suelos cultivados en secano bajo condiciones mediterráneas semiáridas (De Alba, 1998).

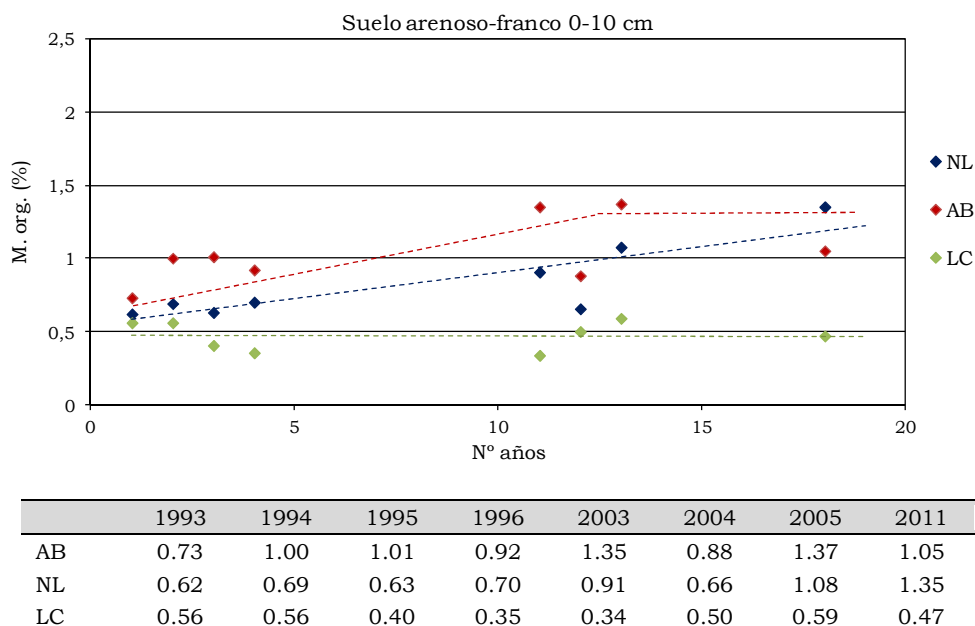


Figura 9. Evolución del contenido de materia orgánica en la capa 0-10 cm en el suelo arenoso-franco en los manejos AB, NL y LC desde el año 1993 (primer año de aplicación) hasta el 2011 (transcurridos 18 años).

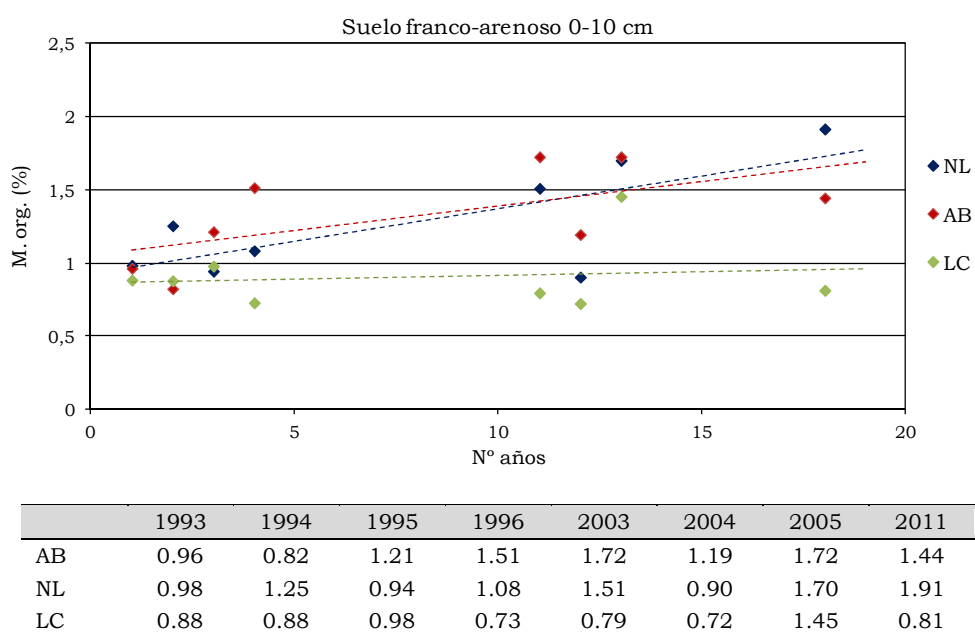


Figura 10. Evolución del contenido de materia orgánica en la capa 0-10 cm en el suelo franco-arenoso en los manejos AB, NL y LC desde el año 1993 (primer año de aplicación) hasta el 2011 (transcurridos 18 años).

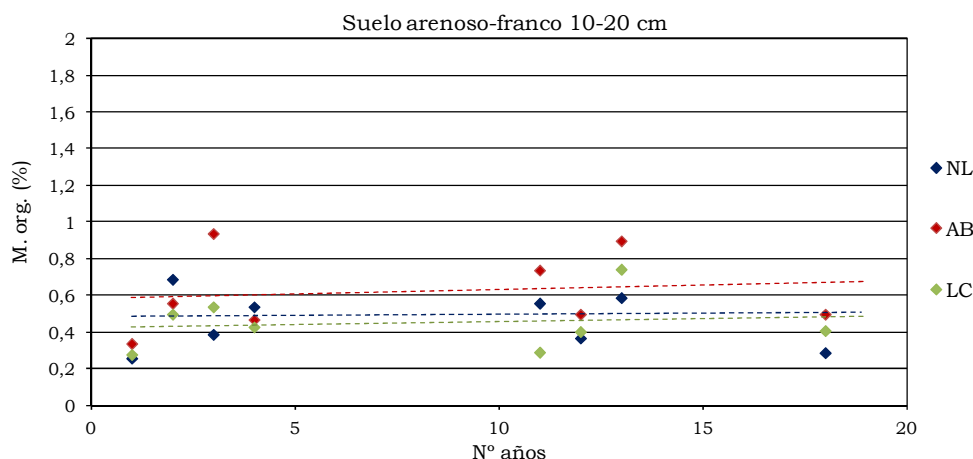


Figura 11. Evolución del contenido de materia orgánica en la capa 10-20 cm en el suelo arenoso-franco en los manejos AB, NL y LC desde el año 1993 (primer año de aplicación) hasta el 2011 (transcurridos 18 años).

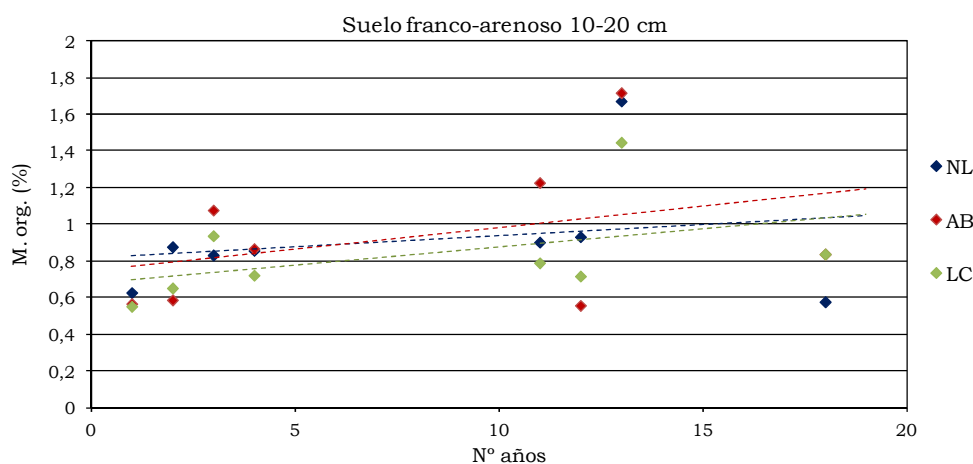


Figura 12. Evolución del contenido de materia orgánica en la capa 10-20 cm en el suelo franco-arenoso en los manejos AB, NL y LC desde el año 1993 (primer año de aplicación) hasta el 2011 (transcurridos 18 años).

Cuando se comparan las respuestas obtenidas en los dos tipos de suelos, se aprecia que el suelo Fran-ar presenta unos contenidos superiores en MO en todos los manejos analizados. Los incrementos medios respecto al suelo Ar-fran son del 27.20% en el AB, 54.67% en el NL y del 92.04% en el LC en la capa 0-10 cm; y del 50.71% en el AB, 98.37% en el NL y del 85.32% en el LC en la capa 0-20 cm, que resultan en conjunto en un aumento en el suelo Fran-ar del 57.97% en la capa 0-10 cm y del 78.13% en la capa 10-20 cm respecto al Ar-fran. Como ya se ha comentado anteriormente, esto guarda una estrecha relación con la mayor capacidad de retención de nutrientes de este suelo debido a su composición

granulométrica y a la mayor capacidad de retención de agua. A su vez, mayores contenidos de humedad aceleran la descomposición de los restos orgánicos.

9.5. CONCLUSIONES

En primer lugar, puede destacarse que todos los parámetros analizados, con independencia del sistema de manejo aplicado, mostraron que el suelo del campo experimental presenta una fertilidad química muy reducida y, en general, una estabilidad estructural débil.

Las principales conclusiones relativas a los diferentes parámetros analizados en relación con efecto del manejo son:

- Los resultados han puesto de manifiesto que el manejo ejerce una notable influencia sobre las propiedades químicas y físicas del suelo. Las parcelas en las que no se realizó ningún tipo de labranza, abandono de larga duración (AB) y prácticas de no laboreo (NL), mostraron en general los mayores contenidos de N, P y MO y los porcentajes más elevados de agregados estables. Destacan los incrementos observados en el contenido de MO respecto al resto de manejos, del 46% en el AB y del 57.5% en el NL, así como el aumento en la estabilidad estructural, del 70.5% en el AB y del 45.5% en el NL. Dado que estos dos parámetros están estrechamente relacionados con la calidad del suelo y su erodibilidad, ambos manejos representaron la situación más favorable frente a los procesos de degradación del suelo.
- Los valores mínimos de N, P, MO y la menor estabilidad estructural correspondieron a las parcelas labradas, independientemente del tipo de laboreo aplicado, lo que se traduce en una mayor fragilidad ante los fenómenos erosivos, así como una fertilidad y productividad inferiores que los manejos sin labranza (AB y NL). Dentro de los manejos con laboreo, no se detectaron diferencias significativas en los contenidos de N, P y MO entre las parcelas manejadas con mínimo laboreo (rotaciones CML/BT y CML/BBML) y las manejadas con laboreo convencional (LC/BBLC). Sin embargo, en el caso de la estabilidad estructural, el porcentaje de agregados estables al agua fue un 27% inferior en el laboreo convencional, lo que revela una mayor debilidad del suelo en este manejo respecto al resto.
- Uno de los efectos más relevantes asociados a las prácticas de cultivo mediante no laboreo consiste en la diferenciación del perfil del suelo en cuanto a la concentración de nutrientes y materia orgánica, dando lugar a un enriquecimiento relativo de éstos en la capa más superficial del suelo. Dicha diferenciación se observó tanto en la parcela de no laboreo como en la de abandono de larga duración. En ambos casos, la capa más superficial de 0 a 10 cm registró un enriquecimiento en N, P y MO respecto a la capa subsuperficial de 10 a 20 cm.

Por el contrario, en las parcelas con laboreo, el sucesivo mezclado del suelo minimizó esta diferenciación en profundidad, y los contenidos de N, P y MO fueron muy similares en las dos profundidades analizadas. Este efecto de homogeneización se incrementó a medida que aumentó la frecuencia y profundidad de las labores en el orden ABr, CML/BT, CML/BBML, LC/BBLC, de manera que los dos manejos que incluyen BB presentaron concentraciones de N, P y MO prácticamente idénticos en la capa 0-10 cm y en la capa 10-20 cm.

- La acidificación de la capa superficial del suelo es otro de los efectos frecuentemente asociados al no laboreo. Este efecto fue especialmente relevante en el caso del suelo de

textura Ar-fran, en el que se detectó un descenso medio en el pH del NL del 9.5% respecto al resto de los manejos.

- Cuando se compararon las respuestas obtenidas en los dos tipos de suelos, se observó en primer lugar que todos los parámetros analizados presentaron valores significativamente superiores en el suelo Fran-ar que en el Ar-fran. Por otro lado, se apreció como tendencia general que en el suelo Fran-ar las variaciones de los distintos parámetros con la profundidad resultaron mucho más acusadas que en el Ar-fran. Ambas situaciones están relacionadas con la menor permeabilidad y la mayor capacidad de retención de nutrientes del primer suelo, debido a que su composición granulométrica presenta un mayor contenido de arcillas que la del suelo Ar-fran, en el que los nutrientes son lixiviados con más facilidad.

Por otro lado, los análisis de los resultados obtenidos en diferentes momentos durante el periodo experimental (1993, 1994, 1995, 1996, 2003, 2004, 2005 y 2011) respecto a la estabilidad estructural y al contenido de MO en los manejos AB, NL y LC arrojaron resultados muy relevantes en cuanto a la evolución de ambos parámetros a lo largo del tiempo.

- En primer lugar, los resultados relativos a la evolución de la estabilidad estructural permitieron concluir que, partiendo de un suelo en las mismas condiciones, el abandono y el no laboreo han generado tras 18 años una mejora considerable en el estado de agregación de las partículas del suelo frente al LC, con un incremento en el porcentaje de agregados estables del 123% en el AB y del 89% en el NL respecto al LC. Esta mejora resultó ya evidente a los cuatro años desde el inicio de la aplicación de estos manejos.
- Respecto a la MO, la influencia de los manejos a lo largo del periodo experimental se manifestó fundamentalmente en la capa superficial 0-10 cm. Así, esta capa ha presentado un enriquecimiento progresivo en MO en el abandono y en no laboreo cercano al 78% y al 86% respectivamente, presentando ambos manejos valores máximos similares tras 18 años de aplicación (en torno al 1.2% en el suelo Ar-fran y cercano al 1.8% en el suelo Fran-ar), mientras que en el laboreo convencional, el contenido en MO se ha mantenido constante e inferior a los anteriores a lo largo del tiempo (0.5% en el suelo Ar-fran y 1.0% en el Fran-ar).

**10.DISCUSIÓN GENERAL SOBRE LA
INFLUENCIA DEL MANEJO EN LAS
RESPUESTAS HIDROLÓGICA Y
EROSIVA DEL SUELO
Y EN SU CONSERVACIÓN**

En los capítulos precedentes se han analizado los factores clave que determinan la influencia que el manejo del suelo ejerce sobre sus respuestas hidrológicas y erosivas y sobre la evolución de distintas propiedades edáficas. Estos factores clave aparecen asociados a tres grandes aspectos. En primer lugar a la protección que el manejo provee al suelo mediante su recubrimiento, ya sea con materia verde o necromasa. En segundo lugar al tipo, intensidad, frecuencia y estacionalidad de la labranza que requiere cada modelo de manejo. Y por último, cómo todos estos elementos quedan superpuestos sobre la variabilidad estacional de las precipitaciones en el área de estudio, y más concretamente sobre la erosividad de la lluvia. A continuación, se presenta una discusión global de todos esos elementos con el objetivo de analizar las bondades y limitaciones de cada uno de los manejos, respecto a la conservación del suelo y agua, así como para identificar criterios que puedan considerarse para la evaluación de las distintas alternativas de manejo.

10.1. EL PAPEL DEL RECUBRIMIENTO DEL SUELO APORTADO POR LOS DISTINTOS MANEJOS SOBRE LA INFILTRACIÓN Y LA EROSIÓN

En el capítulo 5 (aptdo. 5.8) se vio como el recubrimiento del suelo se ha revelado como el factor más importante a la hora de controlar las producciones de escorrentía superficial y las pérdidas de suelo por erosión hídrica. Los diferentes sistemas de manejo aplicados en las parcelas experimentales dieron lugar a situaciones muy contrastadas en cuanto a este factor. Las parcelas que presentaron en el momento de la precipitación un porcentaje de cobertura superior al 90% no registraron ningún episodio con generación de escorrentía en todo el periodo experimental y por tanto, las pérdidas de suelo resultaron nulas en esta situación. Para coberturas inferiores, ambas variables se incrementaron a medida que disminuyó el porcentaje de superficie cubierta. De manera que, la producción de escorrentía se multiplicó por 15 y la tasa de erosión por 12 al comparar suelos con cobertura superior al 80% con suelos prácticamente desprovistos de recubrimiento (cobertura inferior al 10%).

Por otro lado, el recubrimiento presentó un marcado carácter estacional, con diferentes patrones de variación a lo largo de la campaña agrícola en función del sistema de manejo aplicado. Durante el periodo experimental se realizó un seguimiento periódico quincenal del recubrimiento del suelo, que ha permitido elaborar un modelo idealizado de la evolución mensual del recubrimiento superficial para cada uno de los cultivos y manejos aplicados. Estos modelos se presentan en las figuras 1 a 7, representando conjuntamente las dos campañas incluidas en la rotación bianual en función de las prácticas de manejo llevadas a cabo. En el modelo se consideran los valores medios de recubrimiento atendiendo a la superficie cubierta tanto por cultivo verde como por rastrojos de cultivos anteriores y vegetación espontánea o “malas hierbas”. Se trata de modelos teóricos, que representan el patrón medio en la evolución del recubrimiento en cada caso, por lo no considera las variaciones producidas en determinadas campañas agrícolas por condiciones meteorológicas particulares.

10.1.1. Rotaciones con prácticas de no laboreo o siembra directa

- *Cultivo de cebada/barbecho (CNL/BNL)*

En la figura 1 se presenta el modelo idealizado del recubrimiento del suelo para la rotación cultivo de cebada/barbecho con prácticas de no laboreo (CNL/BNL). Como se puede apreciar en la figura, durante la campaña en la que el suelo permanece en barbecho, el

recubrimiento es superior al 80% durante todo el año y supera el 95% en los meses de primavera debido a la proliferación de vegetación espontánea. Este recubrimiento proviene de los rastrojos de cereal de la campaña anterior y de la necromasa de la vegetación espontánea (“malas hierbas”) eliminada con la aplicación de herbicidas, conjuntamente con el recubrimiento aportado por la vegetación espontánea que en mayor o menor medida se desarrolla a lo largo de todo el año. Durante la campaña de cultivo de cebada, el porcentaje de recubrimiento es más variable, aunque se mantiene por encima del 55% todo el año. La campaña comienza con una cubierta muy elevada (95%), que sufre una disminución neta hasta el 55% a mediados de noviembre causada por las labores de siembra del cereal. Posteriormente, el porcentaje de recubrimiento va ascendiendo conforme avanza el ciclo fenológico del cultivo: fases de nascencia, ahijamiento, encañado, espigado y floración, momento de máxima cobertura (95%), y se reduce ligeramente en la última fase de formación del fruto y maduración (90%). Finalmente, con las labores de recolección de la cosecha en el mes de julio, la cubierta desciende, aunque se mantiene superior al 80% por los rastrojos de la cebada y la acumulación de necromasa sobre la superficie del suelo.

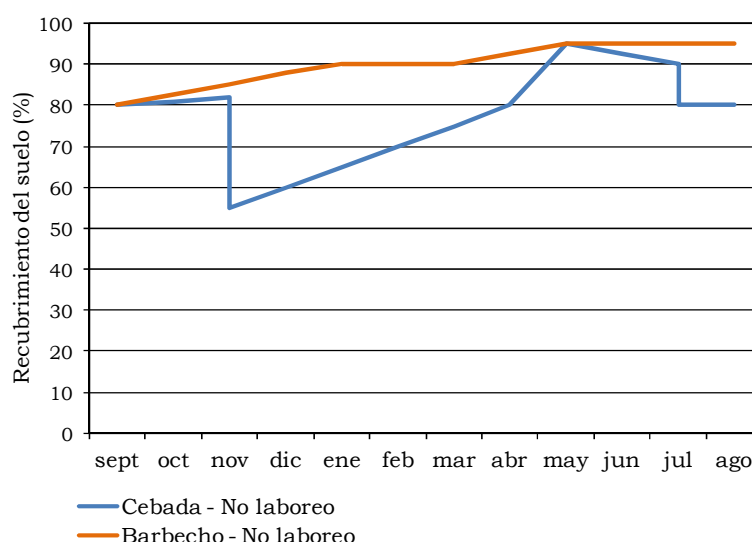


Figura 1. Evolución mensual del recubrimiento del suelo (%) para la rotación cultivo de cebada/barbecho mediante prácticas de no laboreo o siembra directa (CNL/BNL).

- *Cultivos de girasol/cebada (GNL/CNL)*

El modelo correspondiente a la rotación cebada/barbecho con prácticas de no laboreo (CNL/GNL) se presenta en la figura 2. La evolución del recubrimiento del suelo durante la campaña de cebada coincide con lo expuesto en la rotación anterior (CNL/BNL). La campaña con cultivo de girasol comienza con la cubierta de rastrojos dejada tras la cosecha de la cebada de la campaña previa, que, junto con la acumulación de necromasa sobre la superficie, supone una cobertura superior al 80%. Esta cobertura va aumentando a lo largo del año, hasta que, a finales de abril o en mayo, disminuye bruscamente hasta el 65% debido a la siembra del girasol. A partir de ese momento, la cubierta vuelve a ascender conforme progresa el desarrollo de la planta, hasta alcanzar el recubrimiento máximo del 90% a mediados del mes de agosto. Con la recolección, se produce nuevamente una disminución de la cobertura, no obstante, ésta se mantiene superior al 80% por los restos de las cañas de girasol más los restos de rastrojos de años anteriores y de la necromasa de las “malas hierbas” eliminadas con herbicida.

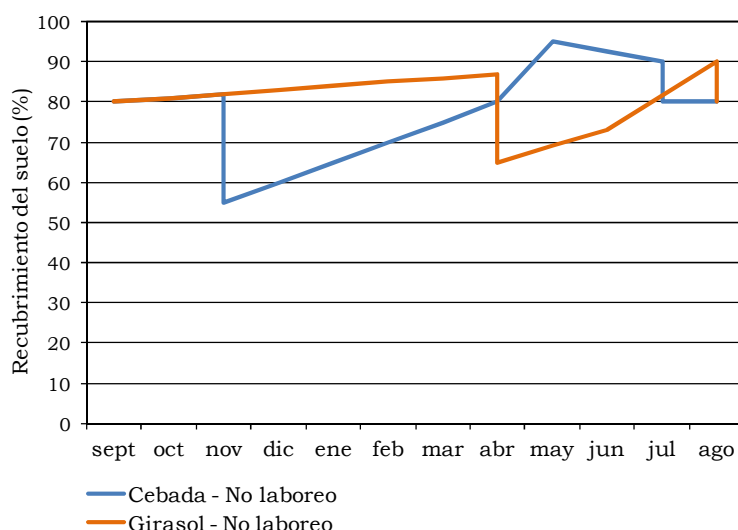


Figura 2. Evolución mensual del recubrimiento del suelo (%) para la rotación cultivo de cebada/girasol mediante prácticas de no laboreo o siembra directa (CNL/GNL).

10.1.2. Rotaciones con prácticas de mínimo laboreo

Las figuras 3, 4 y 5 corresponden a las rotaciones con prácticas de mínimo laboreo en las que se alterna el cultivo de cebada (CML) con uno de los siguientes tipos de barbecho: tardío (BTML), semillado o verde (BSML) y blanco (BBML). No se observaron diferencias en el recubrimiento del suelo durante la campaña de cultivo en relación con el tipo de barbecho que hubiera tenido la parcela durante la campaña anterior, por lo que esta parte del modelo es común para las tres rotaciones.

- *Cultivo de cebada (CML)*

La campaña agrícola comienza en septiembre, con un recubrimiento aproximado del 20%, que asciende, debido a la proliferación de vegetación espontánea y en función de las precipitaciones de la campaña, hasta mediados de noviembre (40%), cuando las labores de siembra dejan el suelo completamente desnudo. A partir de este momento, la cubierta asciende conforme avanza el ciclo fenológico del cultivo (fases de nascencia, ahijamiento, encañado y espigado) hasta alcanzar el porcentaje máximo a mediados de mayo (85%), coincidiendo con la fase de floración. Posteriormente, se reduce hasta el 70% durante la última fase de formación del fruto y maduración, y sufre un brusco descenso como consecuencia de las labores de cosecha en el mes de julio (40%), permaneciendo con este grado de recubrimiento hasta el final de la campaña.

- *Barbechos blanco (BBML), semillado (BSML) y tardío (BTML)*

Respecto a los tres modelos de barbecho aplicados con mínimo laboreo, las máximas diferencias en la cobertura del suelo se observan entre los meses de noviembre y mayo. El BTML (fig. 3) comienza la campaña con un porcentaje de recubrimiento del 40%, que va ascendiendo por la emergencia de vegetación espontánea provocada por las lluvias otoñales hasta llegar a un porcentaje aproximado del 85% en el mes de enero. Esta elevada cobertura se mantiene durante los meses de invierno, incluso aumenta con las lluvias primaverales alcanzando el 90%, hasta que a mediados de mayo se realizan las labores de alzada de la rastrojera que dejan el suelo prácticamente desnudo (5%). Así, tras un ligero aumento de la

cobertura durante la primavera, el suelo llega al final de la campaña con un recubrimiento aproximado del 20%.

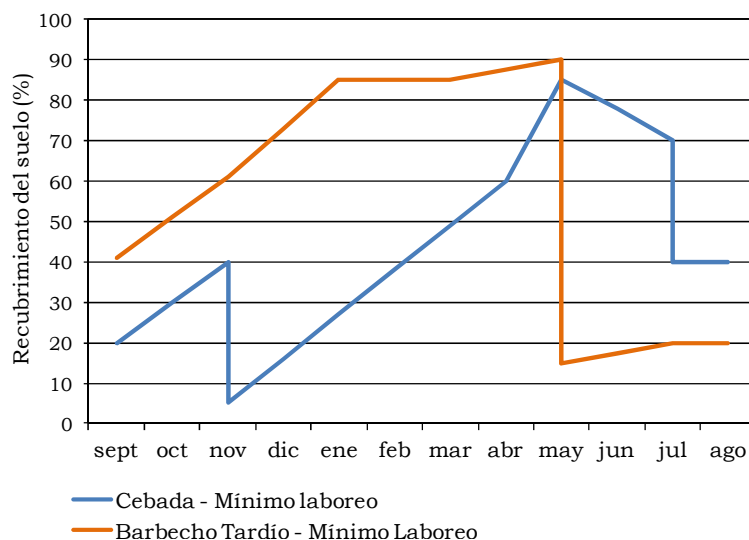


Figura 3. Evolución mensual del recubrimiento del suelo (%) para la rotación cultivo de cebada/barbecho tardío mediante prácticas de mínimo laboreo (CML/BTML).

La figura 4 representa la evolución mensual del recubrimiento producido por el BSML. Al igual que el BTML, la campaña comienza con un recubrimiento del 40%, que asciende hasta llegar al 60% en el mes de noviembre, fecha en la cual se realizan las labores de alzada, preparación del lecho de siembra y siembra de la mezcla de avena y veza, que dejan la superficie del suelo completamente desnuda. Si bien, conforme comienzan a desarrollarse las plantas sembradas, este recubrimiento va incrementándose hasta llegar al 90% en el mes de mayo. En este momento, las labores de siega e incorporación en verde dejan de nuevo el suelo prácticamente desnudo (5%), y aunque la cobertura asciende ligeramente durante los meses posteriores, el recubrimiento del suelo al final de la campaña no supera el 20%.

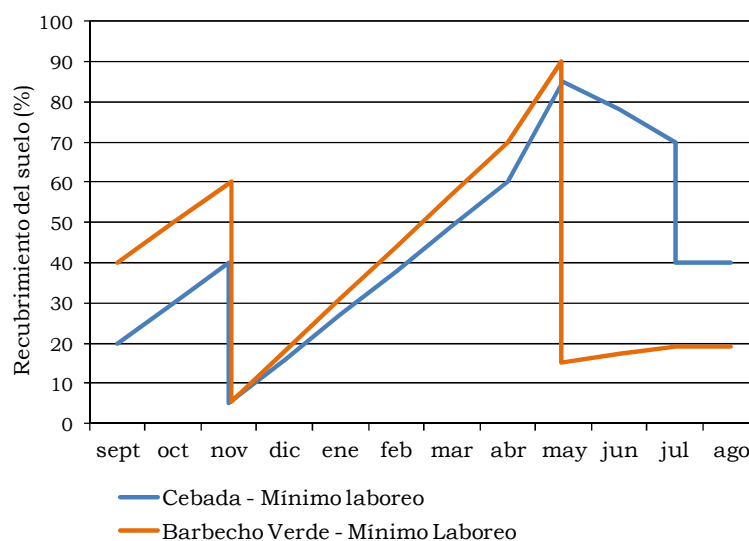


Figura 4. Evolución mensual del recubrimiento del suelo (%) para la rotación cultivo de cebada/barbecho verde o sembrado mediante prácticas de mínimo laboreo (CML/BSML).

En el caso del BBML (fig. 5), el recubrimiento medio del suelo es muy reducido durante toda la campaña, a excepción de los momentos en los que aumenta la proliferación de vegetación espontánea coincidiendo con las lluvias otoñales (octubre y noviembre) y primaverales (abril y mayo), si bien, el porcentaje de cobertura tan sólo llega a superar el 40%, transitoriamente en otoño, justo antes de realizar las labores de alzada.

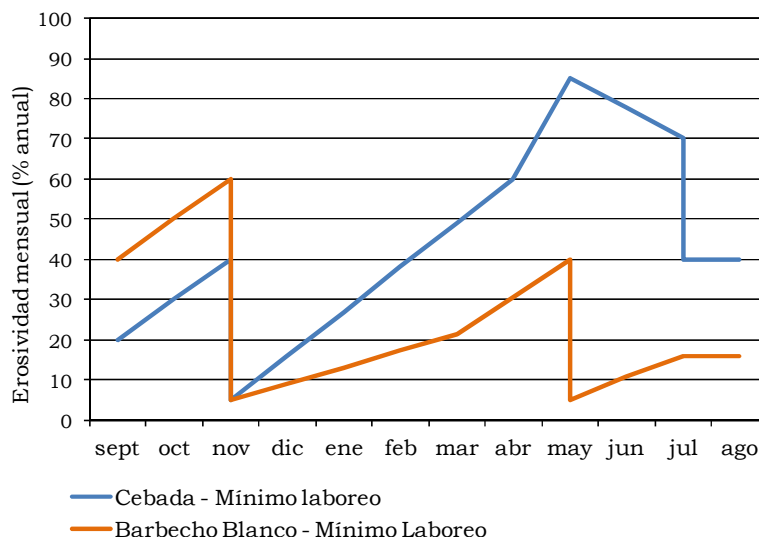


Figura 5. Evolución mensual del recubrimiento del suelo (%) para la rotación cultivo de cebada/barbecho blanco mediante prácticas de mínimo laboreo (CML/BBML).

10.1.3. Rotaciones con prácticas de laboreo convencional

- *Cultivo de cebada (CLC)/barbecho blanco (BBLC)*

En la figura 6 se muestra la evolución del recubrimiento para la rotación cebada/barbecho blanco con prácticas de laboreo convencional (CLC/BBLC). Como se puede observar, tanto las fechas de realización de las labores, como las tendencias de aumento y disminución de la cobertura a lo largo de la campaña son idénticas que en el caso de la rotación CML/BBML (fig. 5). Sin embargo, en el caso del laboreo convencional, los porcentajes de recubrimiento son algo más reducidos (en torno al 10%), como consecuencia de la mayor profundidad a la que son enterradas las semillas con la vertedera, que impide la posterior germinación de muchas de ellas. La labranza con el apero de vertedera se realiza al inicio de la campaña de barbecho blanco, por lo que este efecto se manifiesta especialmente en esta campaña.

- *Cultivos de girasol/cebada (GLC/CLC)*

La evolución de la cobertura para esta rotación se muestra en la figura 7. El modelo correspondiente a la campaña con cultivo de cebada con laboreo convencional (CLC) coincide con el presentado en apartados anteriores para el mínimo laboreo. Respecto a la campaña con cultivo de girasol (CLC), ésta comienza con la cubierta de rastrojos de la cebada de la campaña anterior (35%), que permanecen sobre la superficie hasta la realización de las labores de alzada a mediados de noviembre y dejan el suelo completamente desnudo. En la zona de estudio, comarca de Torrijos, es relativamente frecuente que estas labores se retrasen hasta mediados del mes de enero en función de la meteorología de la campaña. En los meses posteriores, la cobertura asciende ligeramente

debido a la proliferación de vegetación espontánea, hasta que en el mes de abril las labores de siembra del girasol dejan de nuevo el suelo descubierto. A partir de ese momento, la cubierta evoluciona conforme progresa el desarrollo del girasol, que alcanza su máximo grado a mediados del mes de agosto (50%). Finalmente, tras la recolección, los restos de las cañas de girasol apenas alcanzan a cubrir el 10% de la superficie.

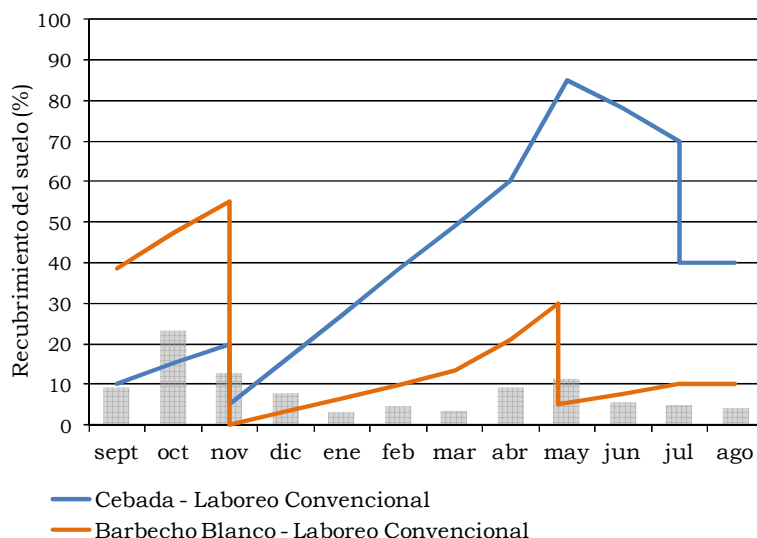


Figura 6. Evolución mensual del recubrimiento del suelo (%) para la rotación cultivo de cebada/barbecho blanco mediante prácticas de laboreo convencional (CLC/BBLC).

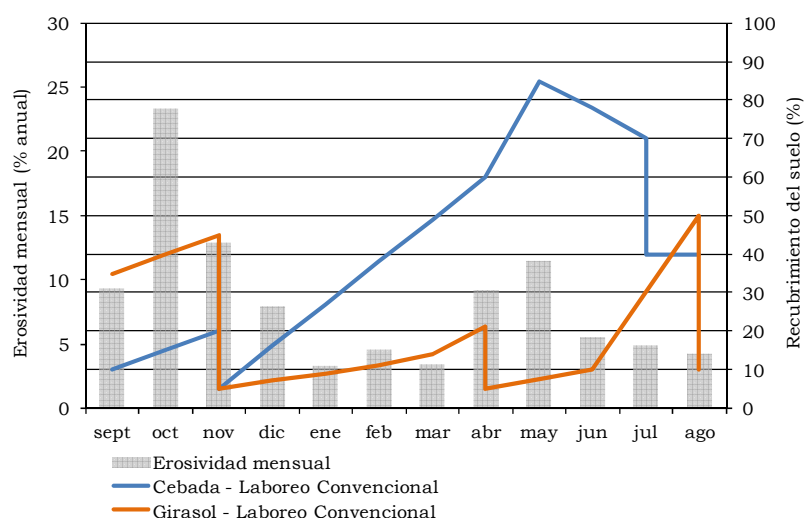


Figura 7. Evolución mensual del recubrimiento del suelo (%) para la rotación cultivo de cebada/girasol mediante prácticas de laboreo convencional (CLC/GLC).

10.1.4. Modelos de abandono: larga duración (AB) manejado (ABm) y abandono reciente (ABr)

No se han representado los modelos de evolución estacional del recubrimiento en las parcelas de abandono, ya que no presentaron patrones estacionales, sino una progresiva colonización y desarrollo de vegetación espontánea. Cobertura de carácter permanente, ya que en estas parcelas no se realizó ningún tipo de labranza del suelo, que en todos los casos superó el 80% a partir de la segunda campaña de abandono y el 90% a partir de la

tercera. El recubrimiento del suelo consiste en una densa cubierta vegetal viva, principalmente de porte herbáceo y con un tapiz de musgo adosado a la superficie del suelo en las zonas de clareo, acompañada de abundante necromasa tanto en pie como en forma de restos orgánicos con distintos grados de descomposición. Este manejo representó el caso extremo de recubrimiento máximo.

10.2. SISTEMAS DE MANEJO Y ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DEL SUELO Y AGUA

Como se vio con detalle en el capítulo 4, la erosividad de las precipitaciones presentó una elevada variabilidad estacional (fig. 8), dentro de la cual se identificaron dos situaciones de máxima intensidad erosiva, en las que la humedad antecedente del suelo y la intensidad de la lluvia resultaron factores clave para la activación de los procesos erosivos. La primera corresponde a situaciones de temporal propias de los meses invernales, en que los episodios no alcanzan generalmente una elevada intensidad de lluvia, pero su capacidad erosiva se ve fuertemente incrementada como consecuencia de que el suelo alcanza rápidamente un estado próximo a la saturación que limita la infiltración del agua de lluvia y provoca una rápida generación de escorrentía. La segunda, en los meses de primavera y verano, es consecuencia de precipitaciones de moderada y alta intensidad. En ésta, el factor desencadenante de la escorrentía, y del consiguiente trabajo erosivo, es la intensidad de las lluvias que con frecuencia llegan a superar la capacidad de infiltración del agua en el suelo y producen un sellado rápido de la superficie. Fuera de estas situaciones, las precipitaciones presentaron una baja eficacia en cuanto a la generación de escorrentía y erosión.

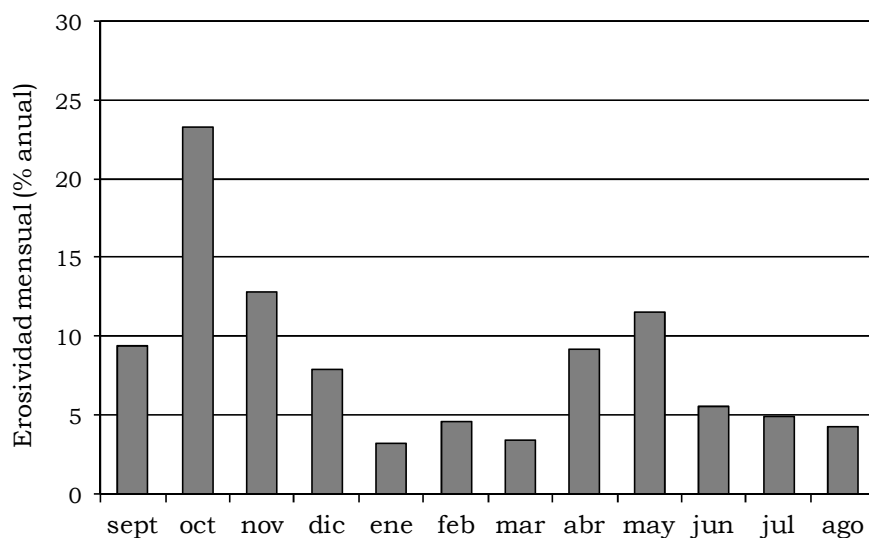


Figura 8. Distribución de la erosividad de la lluvia (factor R de la RUSLER) a lo largo del año. Se representa el porcentaje medio que supone cada mes respecto de la erosividad total acumulada (R anual media).

Otro elemento clave que pone de manifiesto la importancia de la variabilidad de la erosividad de la lluvia, es su efecto sobre la producción de la escorrentía y erosión. De forma general, no se observó una correspondencia directa entre las producciones de escorrentía y sedimentos y los volúmenes de precipitación, lo que indica que ambas producciones guardan una fuerte relación con la distribución temporal de las precipitaciones y no sólo con el volumen total de las mismas (cap. 5). Por otro lado, los

coeficientes de escorrentía y las tasas de erosión registradas en las parcelas experimentales también reflejan una alta variabilidad entre los diferentes sistemas de manejo tanto a nivel estacional como interanual. Todo ello pone de manifiesto que la eficacia de las precipitaciones para producir escorrentía y erosión, también guarda una estrecha relación con el estado en el que se encuentre el suelo, y en definitiva, del tipo de manejo al que está sometido.

De todo lo anterior se deduce que los criterios para evaluar la eficacia de los distintos sistemas de manejo en cuanto a la conservación del suelo y agua deben considerar de forma conjunta tanto los porcentajes de recubrimiento del suelo a los que dan lugar, como la variabilidad estacional de este recubrimiento, de forma que se maximice la coincidencia de los periodos de máxima erosividad de la lluvia con el mayor recubrimiento superficial posible.

Con este objetivo, se presentan superpuestos los modelos de evolución estacional del recubrimiento del suelo de los diferentes manejos y el de erosividad de la lluvia, y se analiza en qué medida los diferentes sistemas de manejo aplicados en la fase experimental contribuyeron a minimizar o no las pérdidas de agua y suelo por erosión hídrica, y cuáles son los factores que determinaron las respuestas diferenciales en cada caso. Se discuten los resultados en tres grandes grupos de comparación: 1) tres modelos de manejo para cultivos herbáceos: con prácticas de no laboreo o siembra directa (NL), mínimo laboreo (ML) y laboreo convencional (LC); 2) cinco alternativas de barbechos: barbecho químico con no laboreo (BNL), barbecho sembrado o verde con mínimo laboreo (BSML), barbecho tardío con mínimo laboreo (BTML), barbecho blanco con mínimo laboreo (BBML) y barbecho blanco con laboreo convencional (BBLC); y 3) tres modelos de retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono: de larga duración, desde 1993 (AB), manejado con desbrozado periódico de la vegetación (ABm) y abandono reciente, desde 2009 (ABr).

10.2.1. Manejos de cultivos herbáceos

Se evalúan en primer lugar los resultados obtenidos para el cultivo de cebada con prácticas de no laboreo (CNL), mínimo laboreo (CML) y laboreo convencional (CLC). En la figura 9 se presentan los modelos de evolución de la cobertura a lo largo de la campaña de los tres manejos, junto con la distribución mensual de la erosividad de la lluvia. Como se puede observar, el patrón de evolución de la cobertura es común en los tres casos, ya que está definido por el ciclo vegetativo de la cebada. Sin embargo, los porcentajes de recubrimiento del suelo son muy diferentes en función del manejo aplicado, diferenciándose por un lado el CNL y por otro el CML y el CLC, que presentan porcentajes similares e inferiores a los del NL en cualquier momento del año. Por tanto, de los tres manejos, el CNL es el que ofrece la mayor protección al suelo durante todo el año.

Las diferencias son especialmente importantes en el periodo de octubre a diciembre, en el que la lluvia desarrolla su máximo potencial erosivo. Como se puede apreciar en la figura 9, el suelo con CNL presenta durante la mayor parte de este periodo una cobertura superior al 80%, mientras que con el manejo de ML la cobertura no supera el 40% y con el de LC es inferior al 20%. Es decir, durante el periodo de máxima erosividad del año, el suelo con los manejos CML y CLC se encuentra prácticamente desnudo y, por tanto, desprotegido frente a los procesos erosivos.

En el otro periodo de gran erosividad del año, meses de abril y mayo, las diferencias entre los tres manejos son inferiores, si bien, el recubrimiento del suelo en el CNL durante este

periodo oscila entre el 80% y el 95%, mientras que en el CML y el CLC lo hace entre el 60% y el 85%.

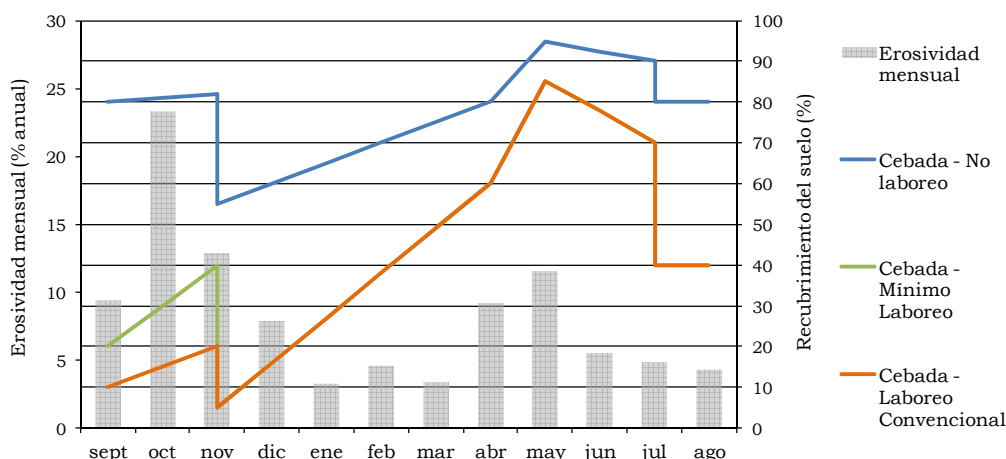


Figura 9. Evolución mensual del recubrimiento del suelo (%) en el cultivo de cebada con prácticas de no laboreo (CNL), mínimo laboreo (CML) y laboreo convencional (CLC) y distribución mensual de la erosividad de la lluvia (% del índice R total anual).

De acuerdo con lo anterior, tanto las pérdidas de agua como las de suelo por erosión en el periodo 2003/04 a 2009/10 en el cultivo de cebada se redujeron en el orden CLC, CML, CNL (figs. 10 y 11). Especialmente, en el CNL las tasas de escorrentía y erosión fueron prácticamente inapreciables y extremadamente reducidas al compararlas con el CML y el CLC.

El coeficiente medio de escorrentía anual del CNL (0.2%) resultó un 90.5% inferior (un orden de magnitud) al del CML (2.1%) y un 91.3% inferior al del CLC (2.3%). El CML y el CLC mostraron coeficientes de escorrentía muy similares, siendo el del CML tan sólo un 8.7% más reducido que el del CLC. Respecto a la tasa media de erosión anual, el CNL ($0.02 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) produjo una reducción del 98.7% respecto al CLC ($1.52 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y del 95.5% respecto al CML ($0.44 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). En este caso, si se observaron diferencias entre los manejos CML y CLC, siendo la tasa de erosión media del LC más de tres veces superior a la del CML.

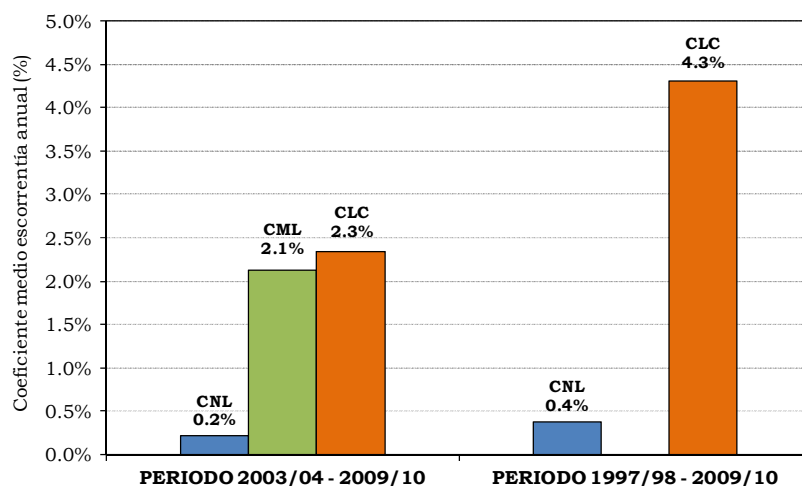


Figura 10. Coeficientes medios de escorrentía (%) registrados en el cultivo de cebada con diferentes manejos en el periodo 2003/04 -prácticas de no laboreo (CNL), mínimo laboreo (CML) y laboreo convencional (CLC)- y en el periodo 1997/98 a 2009/10 -prácticas de no laboreo (CNL) y laboreo convencional (CLC)-.

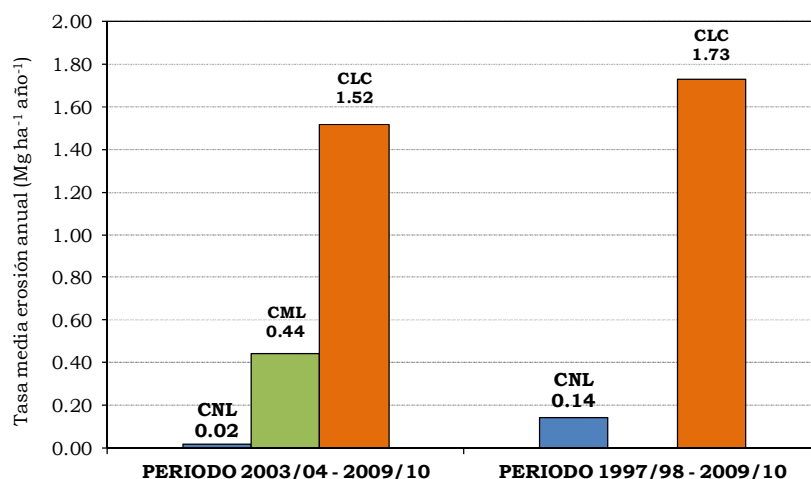


Figura 11. Tasas medias de erosión ($\text{Mg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) registradas en cultivo de cebada con diferentes manejos en el periodo 2003/04 -prácticas de no laboreo (CNL), mínimo laboreo (CML) y laboreo convencional (CLC)- y en el periodo 1997/98 a 2009/10 -prácticas de no laboreo (CNL) y laboreo convencional (CLC)-.

En la serie de 13 años 1997/98 a 2009/10, para la que se dispone de datos del CNL y CLC, el coeficiente medio del CNL resultó del 0.4% frente al 4.2% del CLC (fig. 10) y la tasa de erosión del CNL fue de $0.14 \text{ Mg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ frente a $1.73 \text{ Mg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ del NL (fig. 11), lo que supone una reducción del 95.3% en la escorrentía y del 91.9% en la erosión en el CNL respecto al CLC.

A continuación, la figura 12 presenta los modelos de evolución del recubrimiento del suelo para el cultivo de girasol con prácticas de no laboreo (GNL) y de laboreo convencional (GLC), junto con el patrón de distribución mensual de la erosividad de lluvia. En este caso, la diferencia entre el grado de protección del suelo que ofrecen ambos manejos es máxima. En el GNL, el porcentaje de cobertura supera el 80% durante gran parte del año, con un mínimo del 65% tras la realización de la siembra a mediados de abril. Sin embargo, en el GLC el suelo se encuentra prácticamente descubierto desde el mes de noviembre hasta mediados de julio, y el máximo porcentaje de cobertura del año apenas alcanza el 50% en el mes de agosto. En relación con los periodos de máxima erosividad de la lluvia, el suelo manejado con GLC representa una situación claramente desfavorable respecto al GNL, tanto en los meses de octubre a diciembre como en los de abril y mayo.

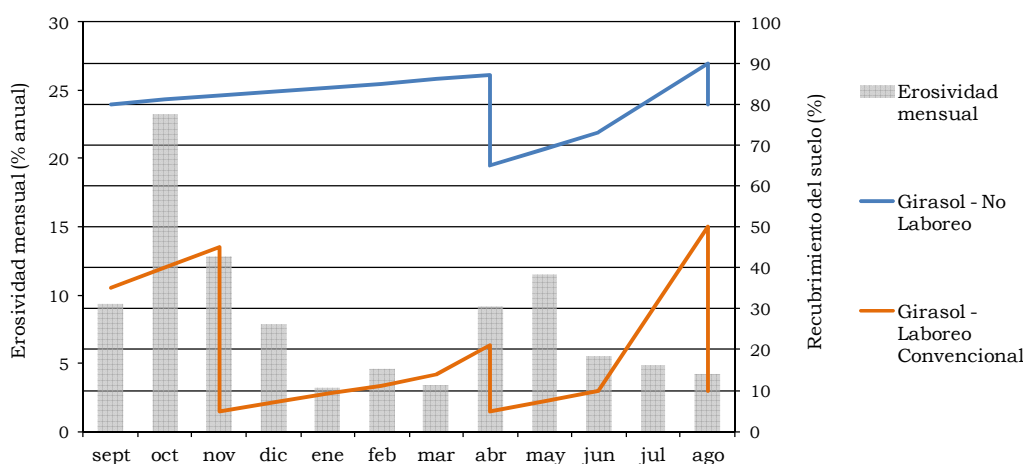


Figura 12. Evolución mensual del recubrimiento del suelo (%) en el cultivo de girasol con prácticas de no laboreo (GNL) y laboreo convencional (GLC) y distribución mensual de la erosividad de la lluvia (% del índice R total anual).

Estas diferencias se reflejan en las pérdidas de agua y suelo registradas en ambos manejos en el periodo 1996/97 a 2002/03. Como muestra la figura 13, el coeficiente de escorrentía y la tasa media de erosión del GLC resultaron en torno a 20 veces superiores a las del GNL. En otras palabras, las prácticas de GNL redujeron de forma drástica tanto las pérdidas de agua como las de suelo respecto al LC, siendo estas reducciones del 96.5% en el coeficiente de escorrentía y del 94.6% en la tasa de erosión.

Considerando las tres campañas en las que se aplicaron simultáneamente los dos tipos de cultivo, el girasol registró producciones de escorrentía y pérdidas de suelo superiores al cultivo de cebada. En los dos cultivos, las prácticas de GNL dieron lugar a los coeficientes de escorrentía y tasas de erosión más reducidos que el GLC.

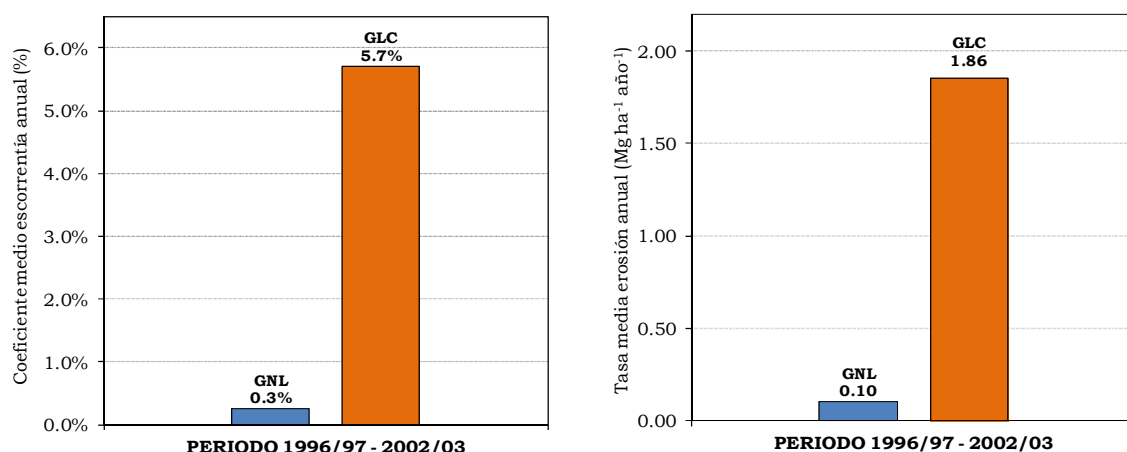


Figura 13. Coeficientes de escorrentía (%) y tasas medias de erosión (Mg ha año⁻¹) registrados en el periodo 1996/97 a 2002/03 en el cultivo de girasol con prácticas de no laboreo (GNL) y laboreo convencional (GLC).

Evaluando de forma conjunta la rotación bianual cebada/girasol en el periodo 1996/97 a 2002/03 (fig. 14), se observa que las pérdidas de agua y suelo fueron considerablemente superiores en la rotación manejada con LC que en la manejada con NL. El coeficiente medio de escorrentía anual resultó del 0.45% en la rotación manejada con NL, mientras que ascendió al 7.04% en la rotación con LC (16 veces el primero). La tasa media de erosión fue de 0.22 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en la rotación con NL y de 1.76 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en la rotación con LC (8 veces el primero).

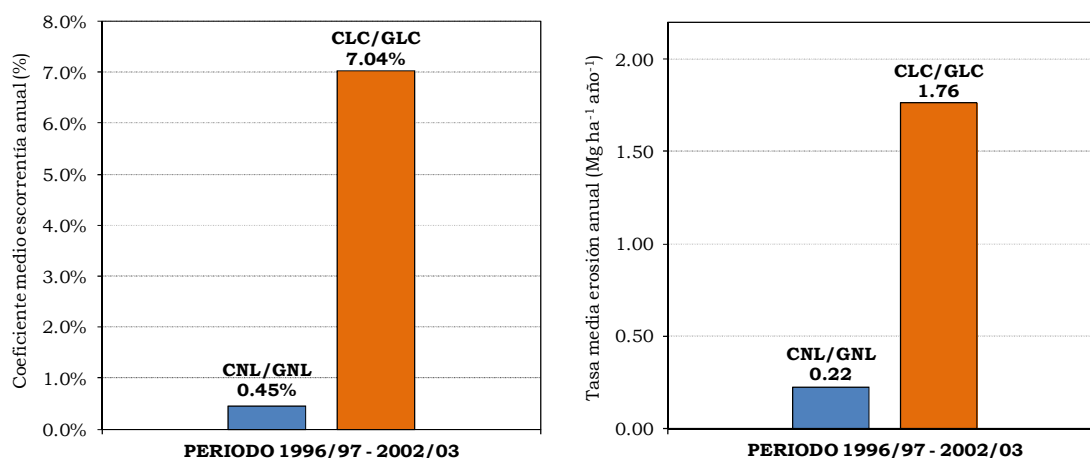


Figura 14. Coeficientes de escorrentía (%) y tasas medias de erosión (Mg ha año⁻¹) registrados en el periodo 1996/97 a 2002/03 en las rotaciones cebada/ girasol con prácticas de no laboreo (CNL/GNL) y laboreo convencional (CLC/GLC).

Por otro lado, es importante comparar los diferentes sistemas de manejo en términos de producción agrícola. Con esta finalidad, en la Finca La Higuera desde el año 1983 se desarrollan una serie de experimentos de larga duración, cuyos resultados indican que los rendimientos de cebada y girasol no se encuentran afectados por el tipo de manejo (LC, ML o NL) que se aplique en el suelo (Lacasta y Meco, 2011). En concreto, comparando las producciones de cebada de 26 campañas agrícolas consecutivas (1983/84 – 2008/09) en suelos franco-arenosos y arcillosos, no se detectaron diferencias apreciables entre el LC, ML y NL. Los resultados para el cultivo de girasol, a partir de una serie de 8 campañas agrícolas, coincidieron con los anteriores (Lacasta, 2005; Lacasta y Meco, 2011). Resultados similares han sido obtenidos en otras comarcas españolas, por ejemplo, Arnal (1986, 1990) en Navarra, Hernanz *et al.* (1986) en la Comunidad de Madrid o Giráldez *et al.* (1986) en Andalucía.

Por tanto, el conjunto de resultados anterior pone claramente de manifiesto que, en las condiciones experimentales, las prácticas de NL resultaron las más beneficiosas de cara a la conservación del suelo frente a la erosión hídrica en cultivos herbáceos. El NL mantiene el suelo con un alto grado de cobertura durante todo el año, y especialmente, en los periodos de máxima erosividad (octubre-noviembre y abril-mayo) ofrece una protección al suelo considerablemente superior que los manejos con ML y LC.

En los últimos años, las políticas agrarias nacionales e internacionales han ido incorporando sucesivamente criterios medioambientales basados en la conservación de los recursos naturales. En concreto, el problema de la erosión en campos agrícolas y en relación con el excesivo laboreo del suelo ha sido ampliamente reconocido por las Administraciones Públicas españolas, por ejemplo, en el R.D. 4/2001: “*el laboreo de los suelos españoles es una de las prácticas más problemáticas desde el punto de vista agroambiental que precisa que se establezcan normas para que no suponga un perjuicio para los ecosistemas*” y “*la mecanización del campo ha originado problemas de erosión y pérdidas de fertilidad de los suelos*”.

Las normativas derivadas de PAC han tratado de minimizar este problema por medio de dos mecanismos principales. El primero, mediante el establecimiento de una serie de ayudas complementarias, con el objetivo específico de luchar contra la erosión y mejorar la estructura y fertilidad de los suelos agrícolas (*Medidas Agroambientales*. R.D. 4/2001, R.D. 708/2002 y R.D. 1203/2006, vigente en la actualidad). Una de estas ayudas está destinada a los “*titulares de explotaciones de cultivos herbáceos que apliquen técnicas de siembra directa o mínimo laboreo*”.

El segundo, a través de la implantación de una serie de normas de obligado cumplimiento para todos los beneficiarios de las ayudas de la PAC (en la actualidad, el R.D. 486/2009 recoge en el anexo II estas *Medidas de buenas condiciones agrarias y medioambientales*). Sin embargo, dentro de estas normas, las destinadas específicamente a evitar la erosión en cultivos herbáceos tan solo prohíbe “*labrar el suelo con volteo entre la fecha de recolección de la cosecha anterior y el 1 de septiembre*”. En la práctica, este periodo se reduce a los meses de julio y agosto en el cultivo de cebada y al mes de agosto en el del girasol, meses que no coinciden con los de máximo potencial erosivo de la lluvia en el clima mediterráneo (fig. 8); más aún, en la práctica totalidad de los casos resulta inviable realizar cualquier operación de labranza en este periodo por coincidir con la fase de déficit hídrico estival, en la que el suelo se encuentra muy alejado de las condiciones de ‘tempero’, es decir, con una humedad óptima para su mecanización. Por otro lado, la norma tan sólo prohíbe labrar con el apero de vertedera, que implica una labranza profunda (generalmente superior a 24 cm de profundidad) y con volteo del suelo, y no con ningún otro apero que deje igualmente la superficie desnuda.

En resumen, a pesar de tratarse de un mecanismo de aplicación generalizada y, por tanto, con un gran potencial para marcar tendencias en el panorama agrícola, las normas adoptadas resultan claramente insuficientes y en ningún caso fomentan la aplicación de manejos que mantengan una elevada cobertura superficial, como el NL, que, de acuerdo con los resultados expuestos anteriormente, resultan los más beneficiosos de cara a la conservación del suelo frente a la erosión hídrica en cultivos herbáceos.

10.2.2. Alternativas de barbecho

La figura 15 muestra los modelos de evolución del recubrimiento del suelo de las cinco alternativas de manejo de barbechos aplicados en las parcelas: barbecho químico con no laboreo (BNL), barbecho sembrado o verde con mínimo laboreo (BSML), barbecho tardío con mínimo laboreo (BTML), barbecho blanco con mínimo laboreo (BBML) y barbecho blanco con laboreo convencional (BBLC). En la esta figura se muestra también la distribución mensual de la erosividad de la lluvia (factor R e la RUSLE). Como se puede apreciar, los cinco modelos aplicados cubren una amplia variabilidad de situaciones en cuanto al grado de cobertura del suelo y a su distribución estacional.

El manejo que muestra los porcentajes de recubrimiento superficial más estables y elevados es el barbecho químico con prácticas de NL, que presenta una cobertura mínima del 80% durante todo el año, alcanzando valores superiores al 95% a partir del mes de mayo (fig. 15).

Comparando los otros cuatro modelos de barbecho, se aprecia que en los meses del principio (septiembre a noviembre) y del final de la campaña (mayo a agosto), los tres presentan coberturas muy similares (fig. 15). Sin embargo, durante los meses centrales (noviembre a mayo) las diferencias son muy elevadas. Destaca por un lado, la protección del suelo que ofrece el BT por el recubrimiento de la rastrojera y el desarrollo de vegetación espontánea. En este manejo, tan sólo con retrasar las labores de alzada hasta la primavera, el porcentaje de recubrimiento se mantiene entre el 40% y el 90% durante este periodo. Por otro lado, los barbechos blancos representan la situación opuesta, y no superan en ningún caso el 40% de cobertura, independientemente del tipo de prácticas aplicadas. Como se observa en la figura, el BSML representa el caso intermedio, con un recubrimiento por el cultivo de veza-avena que oscila entre el 5% y el 90% en el periodo noviembre-mayo.

Respecto a la distribución de la erosividad, en el periodo de octubre y noviembre, la cobertura del BNL es muy superior a la de los cuatro restantes, y durante los meses de abril y mayo, los barbechos químico BNL, tardío BTML y sembrado BSML, presentan una cobertura mucho más elevada que el BBML y BBLC. Si bien, hay que tener en cuenta que se trata de un modelo teórico, y que, tanto las fechas de las labores como los picos de erosividad presentan cierta variación interanual que puede aumentar aún más las diferencias entre los porcentajes de cobertura que muestran los diferentes manejos en relación con los momentos de máxima erosividad.

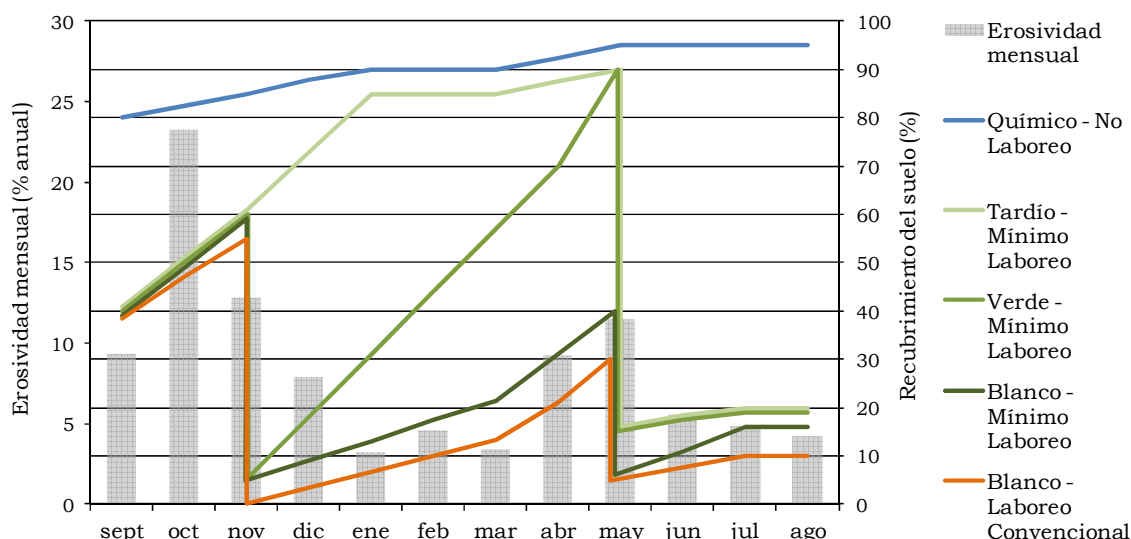


Figura 15. Evolución mensual del recubrimiento del suelo (%) en las cinco alternativas de manejo de barbecho: barbecho químico con no laboreo (BNL), barbecho sembrado o verde con mínimo laboreo (BSML), barbecho tardío con mínimo laboreo (BTML), barbecho blanco con mínimo laboreo (BBML) y barbecho blanco con laboreo convencional (BBLC) y distribución mensual de la erosividad de la lluvia (% del índice R total anual).

Para comparar las respuestas hidrológica y erosiva de las cinco alternativas se consideran las siete campañas en las que se aplicaron de forma simultánea, 2003/04 a 2009/10. Las figuras 16 y 17 representan el coeficiente medio de escorrentía y la tasa media de erosión registrada en cada tipo de barbecho en dicho periodo.

El BLN se reveló como la alternativa más beneficiosa tanto para reducir las tasas de pérdida de suelo como para maximizar la infiltración del agua de precipitación, ya que no se registró en ninguna de las campañas analizadas ningún episodio con escorrentía, y en consecuencia, las tasas de erosión fueron nulas.

Por el contrario, la práctica convencional de mantener el suelo en barbecho blanco (BB), desprovisto de vegetación así como de cualquier cubierta superficial, intensificó las pérdidas de agua y suelo por erosión independientemente del tipo de prácticas aplicadas, y representó el caso más desfavorable de manejo en cuanto a la conservación de suelo y agua, ya que dio lugar a las tasas de escorrentía y erosión más elevadas en las siete campañas agrícolas consideradas.

La elevada variabilidad interanual de los resultados no permitió detectar diferencias estadísticamente significativas entre los dos tipos de prácticas aplicadas en el BB en el periodo 2003/04-2009/10. No obstante, el coeficiente medio de escorrentía del modelo manejado con prácticas de ML (BBML) resultó prácticamente el doble que el de laboreo convencional (BBLC) (fig. 16), y la tasa media de erosión fue un 25% superior (fig. 17). Por tanto, las prácticas de ML, que suponen evitar las labores en profundidad, no contrarrestaron el efecto negativo que implica mantener la superficie del suelo completamente desprotegida frente a los procesos erosivos, sino que por el contrario, aumentaron las pérdidas de agua y suelo por erosión respecto al BBLC.

Estas diferencias están directamente relacionadas con el tipo de labor realizada en el mes de noviembre en ambos manejos. En el caso del BBLC, se realiza una labor en profundidad (hasta 30 cm) con el apero de vertedera, que genera una rugosidad superficial mucho más elevada que el apero de cultivador empleado en la labor superficial del BBML (hasta un máximo de entre 10 y 15 cm). En consecuencia, aunque ambos tipos de laboreo, LC y ML,

incrementan temporalmente la capacidad de infiltración del suelo (ver capítulo 5, apdo. 5.9), este efecto es más relevante y perdura más tiempo en el LC, reduciendo las producciones de escorrentía y sedimentos respecto al ML en las lluvias posteriores al laboreo.

Sin embargo, los efectos positivos de la realización de labores profundas en cuanto a la reducción de escorrentía y sedimentos desaparecen, incluso se invierten, en la campaña de cultivo posterior a la de barbecho. Tal y como se ha expuesto en el apartado anterior, no se detectaron diferencias significativas entre los coeficientes de escorrentía del CML (2.1%) y el CLC (2.3%), y la tasa de erosión del CLC resultó más de tres veces superior que la del CML ($1.52 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $0.44 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ respectivamente).

Como estrategia para mejorar la capacidad de infiltración del suelo, el barbecho blanco tampoco mostró ventaja alguna respecto a las parcelas cultivadas, ya que en general, los coeficientes medios de infiltración de las parcelas con CML y CLC fueron superiores a los del BBML y BBLC.

Los manejos de barbecho sembrado BS y tardío BT, supusieron un aumento considerable de la protección del suelo respecto a los barbechos blancos (fig. 15) que se tradujo en una reducción de las pérdidas de agua y suelo, particularmente en el caso del BT, tal y como se muestra en las figuras 15 y 16. En relación con la pérdida de agua, el BT redujo el coeficiente medio de escorrentía del periodo 2003/04 a 2009/10 un 76.5% y un 55.5% respecto al BBML y BBLC respectivamente; y el BSML provocó reducciones del 55.9% y del 16.6% respecto al BBML y BBLC (fig. 16). Las diferencias entre ambos manejos y los barbechos blancos aumentan aún más al comparar las pérdidas de suelo. Así, el BTML redujo la tasa media de erosión del periodo 2003/04-2009/10 un 81.3% respecto al BBML y un 73.3% respecto al BBLC; y el BSML un 79.1% respecto al BBML y un 73.7% respecto al BBLC (fig. 17).

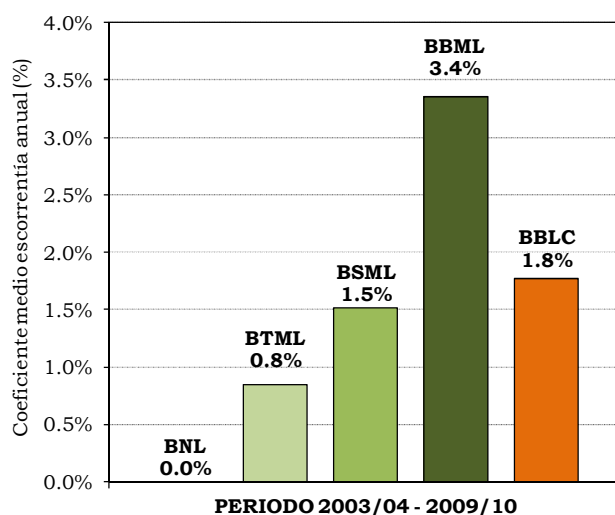


Figura 16. Coeficientes medios de escorrentía (%) registrados en el periodo 2003/2004 a 2009/10 en las cinco alternativas de manejo de barbecho: barbecho químico con no laboreo (BNL), barbecho sembrado o verde con mínimo laboreo (BSML), barbecho tardío con mínimo laboreo (BTML), barbecho blanco con mínimo laboreo (BBML) y barbecho blanco con laboreo convencional (BBLC).

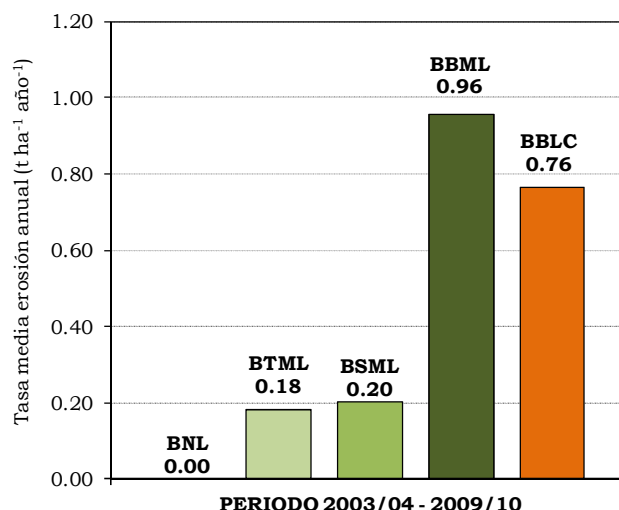


Figura 17. Tasas medias de erosión (Mg ha año⁻¹) registradas en el periodo 2003/2004 a 2009/10 en las cinco alternativas de manejo de barbecho: barbecho químico con no laboreo (BNL), barbecho sembrado o verde con mínimo laboreo (BSML), barbecho tardío con mínimo laboreo (BTML), barbecho blanco con mínimo laboreo (BBML) y barbecho blanco con laboreo convencional (BBLC).

Cabe destacar que en el caso del BBLC se dispone de una serie de datos de 17 años de duración, 1993/94 a 2009/10. El coeficiente medio de escorrentía anual de este periodo fue del 4.3% y la tasa media de erosión anual fue de 3.37 Mg ha⁻¹ año⁻¹. Ambos valores resultan muy superiores a los obtenidos para el mismo manejo en el periodo 2003/04-2009/10 (figs. 16 y 17), siendo el doble en el caso de la escorrentía y más del triple en la tasa de erosión. Todo ello resalta de nuevo la necesidad de disponer de largas series de datos para obtener conclusiones representativas de las respuestas hidrológicas y erosivas de los diferentes manejos.

El tipo de barbecho también ejerció un efecto significativo en las propiedades químicas y físicas del suelo. Se analizaron los contenidos en N, P y materia orgánica y la estabilidad estructural del suelo, propiedades que a su vez condicionan su fertilidad y productividad y determinan su grado de vulnerabilidad respecto a los procesos erosivos o erodibilidad. En el capítulo 9 se analizan con detalle los resultados obtenidos. Los análisis se realizaron en 2011 considerando las rotaciones presentes en el campo experimental en ese momento: CNL/BNL, CML/BTML, CML/BBML y CLC/BBLC. Dado que en todas las rotaciones se mantiene el cultivo de la cebada, los resultados se pueden atribuir a la influencia del tipo de barbecho aplicado.

En todos los parámetros evaluados la rotación con BNL representó la situación más favorable respecto a los procesos de degradación del suelo y las rotaciones con prácticas de laboreo (ML y LC) reflejaron por el contrario la mayor fragilidad del suelo ante los fenómenos erosivos. Destacaron los incrementos en el contenido de materia orgánica (57.5%) y en la estabilidad estructural del suelo (45.5%) observados en el NL frente a los manejos ML y LC.

Por otro lado, no se detectaron diferencias significativas en los contenidos de N, P y materia orgánica entre las rotaciones con BTML, BBML y BBLC. No obstante, las prácticas de ML (BT y BBML) supusieron una mejora respecto al BBLC en el caso de la estabilidad estructural. Este parámetro reflejó como el incremento en la frecuencia e intensidad de la labranza repercutió negativamente sobre la estructura del suelo. Así, se detectó una tendencia a la reducción en la estabilidad de los agregados en el orden BNL, BTML, BBML, BBLC.

Así mismo, los resultados obtenidos respecto a la evolución del contenido de materia orgánica y el estado de agregación de las partículas del suelo durante el periodo 2003/04 a 2010/11 indicaron que la rotación CNL/BNL produjo una mejora considerable en ambos parámetros respecto a la rotación CLC/BBLC, mostrando la rotación CNL/BNL incrementos del 89% en la materia orgánica y del 86% en la estabilidad estructural respecto a la rotación CLC/BBLC.

Considerando todo lo anterior, se concluye que el factor fundamental para controlar las producciones de escorrentía y erosión hídrica durante los periodos de barbecho es la cobertura del suelo. El recubrimiento superficial debe ser máximo a lo largo de toda la campaña agrícola, ya sea por planta verde, necromasa o restos de la rastrojera del cultivo anterior, y debe cubrir especialmente los periodos en los que las lluvias presentan su máxima capacidad erosiva. Además, con esta finalidad, y con el objetivo de preservar la estructura del suelo, que repercute directamente en su fertilidad y productividad, se deben reducir al máximo las operaciones de labranza y su intensidad. Los resultados obtenidos han puesto de manifiesto los efectos beneficiosos del BNL, BTML y BSML en la conservación del suelo y el agua y, por el contrario, han señalado al barbecho blanco como la situación más perjudicial de cara a conservar estos recursos.

Como se ha indicado anteriormente, las sucesivas reformas de la PAC (revisadas con detalle en el capítulo 2) han ido dando cada vez mayor importancia a la conservación del suelo y han reconocido que la erosión en los campos agrícolas españoles constituye un grave problema ambiental (por ej. En el R.D. 4/2001). Con el objetivo de paliar este problema, los agricultores que reciban subvenciones deben cumplir las normas incluidas en las *Buenas condiciones agrarias y medioambientales* (en la actualidad, recogidas en el R.D. 486/2009), que, específicamente incluyen las *Normas exigibles para evitar la erosión*. En el caso de las tierras de barbecho, esta norma establece que “*se realizarán opcionalmente alguna de las siguientes practicas: las tradicionales de cultivo, las de mínimo laboreo o el mantenimiento de una cubierta vegetal adecuada, bien sea espontánea bien mediante la siembra de especies mejorantes*”.

Es decir, la normativa vigente deja abierta la posibilidad de que el agricultor realice cualquier tipo de prácticas en el suelo y no prohíbe ni fomenta en ningún caso la aplicación de ciertos modelos de manejo en relación con el grado de protección que ofrecen al suelo frente a los fenómenos erosivos. En este sentido, y en base a los resultados expuestos anteriormente, sería conveniente desarrollar reglamentos con medidas destinadas a incentivar el abandono definitivo de la práctica del barbecho blanco y favorecer la práctica de los barbechos sembrado y/o tardío, recomendables para cualquier cultivo herbáceo.

Es importante destacar que los reglamentos derivados de la PAC en relación con los barbechos no sólo resultan insuficientes, sino que en ciertas ocasiones han promovido incluso la aplicación de prácticas especialmente inadecuadas para la conservación del suelo en las condiciones mediterráneas semiáridas. Así, durante los años noventa, los pagos compensatorios por la producción de determinados cultivos herbáceos estaban condicionados al mantenimiento de un porcentaje de la superficie en explotación en condiciones de barbecho blanco obligatorio (Orden de 29 de diciembre de 1992 recogida en el BOE nº 3 del 4/01/1993). Por su interés ilustrativo, a continuación se reproduce parcialmente dicha Orden, por la que se determinan los índices comarcales de barbecho para las tierras de cultivos herbáceos de secano definidos en el Reglamento (CEE) número 1765/92:

- “En determinadas regiones agrarias de España, el barbecho es una práctica cultural del cultivo de secano. Esta técnica viene impuesta por la necesidad de incrementar las reservas hídricas y la fertilidad del suelo... La realización del barbecho produce, además otros efectos positivos de tipo medioambiental, de protección de la erosión y control de plagas, entre otros objetivos...”
- “Por todo ello parece conveniente regular la práctica de barbecho blanco, a efecto de la instrumentación de los pagos compensatorios por hectárea (de cultivos herbáceos)...”.
- “se considera como práctica tradicional de cultivo en secano el mantenimiento de un coeficiente de barbecho blanco a nivel comarcal (...) respecto de la media de la superficie del total de cultivos herbáceos”.

10.2.3. Rotaciones cebada/barbecho

Los cinco modelos de barbecho anteriores fueron aplicados siguiendo una rotación bianual cereal/barbecho o cultivo “de año y vez”, en la que se alterna una campaña con cultivo de cebada y una de barbecho. A continuación, se evalúan las respuestas hidrológica y erosiva de las rotaciones completas.

La figura 18 presenta el coeficiente medio de escorrentía anual correspondiente a cada una de las rotaciones para el periodo 2003/04-2009/10. Como se puede observar, destaca la rotación CNL/BNL por presentar una producción de escorrentía prácticamente inapreciable (0.1%). En el otro extremo, la rotación CML/BBML, con un 2.7%, presenta la mayor producción de escorrentía de las 5 rotaciones consideradas, superior en un 28.6% a la de CML/BBLC (2.1%), en un 50% a la de CML/BSML (1.8%), en un 80% a la de CML/BTML (1.5%), y 27 veces superior a la de la rotación CNL/BNL (0.1%).

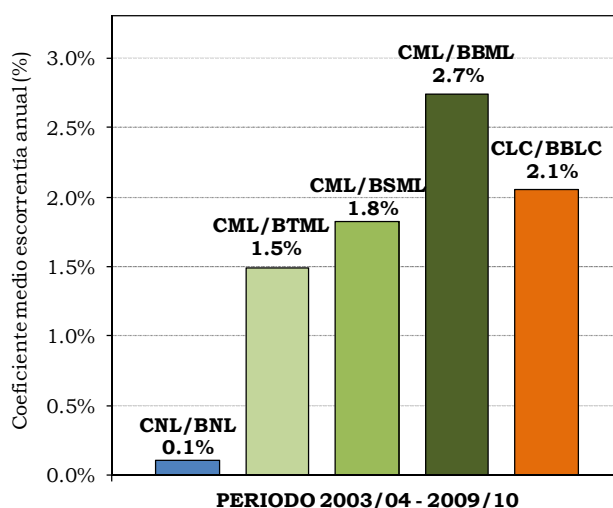


Figura 18. Coeficientes medios de escorrentía (%) registrados en el periodo 2003/2004 a 2009/10 en las rotaciones: cebada/barbecho químico con no laboreo (CNL/BNL), cebada/barbecho sembrado o verde con mínimo laboreo (CML/BSML), cebada/barbecho tardío con mínimo laboreo (CML/BSML), cebada/barbecho blanco con mínimo laboreo (CML/BBML) y cebada/barbecho blanco con laboreo convencional (CLC/BBLC).

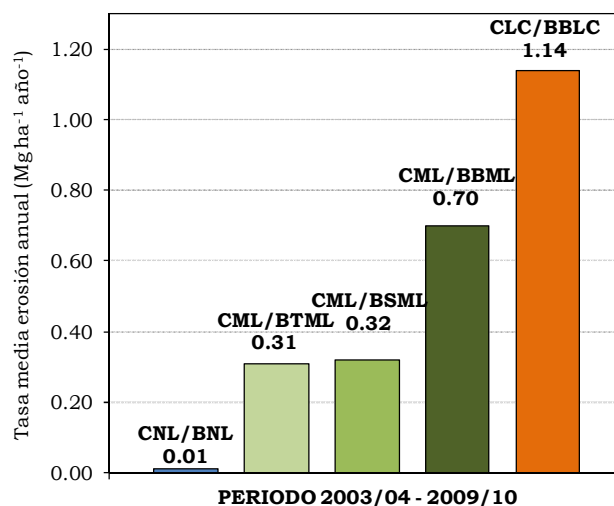


Figura 19. Tasas medias de erosión (Mg ha⁻¹ año⁻¹) registradas en el periodo 2003/2004 a 2009/10 en las rotaciones: cebada/barbecho químico con no laboreo (CNL/BNL), cebada/barbecho sembrado o verde con mínimo laboreo (CML/BSML), cebada/barbecho tardío con mínimo laboreo (CML/BTML), cebada/barbecho blanco con mínimo laboreo (CML/BBML) y cebada/barbecho blanco con laboreo convencional (CLC/BBLC).

En el caso de la producción de sedimentos, tal y como se puede apreciar en la figura 19, destaca nuevamente la rotación CNL/BNL por registrar la tasa media de erosión anual más reducida, de 0.01 Mg ha⁻¹ año⁻¹. En segundo lugar, las rotaciones CML/BTML y CML/BSML presentan tasas medias similares, de 0.31 Mg ha⁻¹ año⁻¹ y 0.32 Mg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente, inferiores a las de las rotaciones que incluyen barbecho blanco, CML/BBML y CLC/BBLC. De éstas, la menor producción de sedimentos corresponde a la rotación manejada con prácticas de mínimo laboreo CML/BBML, que presenta una tasa media de erosión de 0.70 Mg ha⁻¹ año⁻¹, un 39% inferior a la rotación manejada con prácticas de laboreo convencional CLC/BBLC, que presenta la mayor tasa de erosión de las 5 rotaciones analizadas, 1.14 Mg ha⁻¹ año⁻¹.

10.2.4. Retirada de tierras agrícolas de la producción o abandono

Los tres modelos de abandono o retirada de tierras de la producción agrícola con desarrollo espontáneo de la vegetación (abandono de larga duración AB, abandono manejado con desbrozado periódico ABm y abandono reciente ABr) destacaron por dar lugar a una reducción progresiva de la generación de escorrentía y producción de sedimentos con el tiempo, durante los primeros años de aplicación. Los resultados coincidieron en los tres casos, si bien, el AB reflejó esta tendencia de manera más contundente, debido a su extensa duración de 17 campañas agrícolas consecutivas sin intervención. Desde la fase inicial de abandono, común en los tres casos, en la que la superficie se encontraba recién labrada y totalmente desnuda, el desarrollo progresivo de la vegetación herbácea espontánea supuso un incremento paralelo de las tasas de infiltración y en consecuencia una reducción de las tasas de erosión hídrica. En el segundo año de abandono, las pérdidas de agua y suelo disminuyeron drásticamente como consecuencia del establecimiento de una cubierta vegetal que cubrió más del 80% de la superficie de la parcela en los tres casos, y a partir de éste, con un recubrimiento que superó el 90%, resultaron nulas durante las 15 campañas restantes. Por tanto, se deduce una primera conclusión sobre que cualquier sistema de manejo que incluya la retirada de la producción y el abandono (como el aquí considerado) como alternativa de uso, debe considerar el mantenimiento de éste durante periodos de tiempo siempre superiores a los dos años de duración.

Respecto a las propiedades edáficas, el abandono de larga duración destacó por presentar, tras 17 campañas sin ningún tipo de intervención, un contenido de materia orgánica y un porcentaje de agregados estables en la capa superficial del suelo muy superior al resto de los manejos analizados. Los incrementos medios ascendieron al 46% en la materia orgánica y al 70.5% en el porcentaje de agregados estables. En el caso del ABr, no se detectó un incremento significativo en el contenido de materia orgánica después de 3 campañas sin intervención, sin embargo, este periodo sí fue suficiente para observar una mejora en la estabilidad estructural respecto a las parcelas con prácticas de laboreo.

Los resultados señalan por tanto que, en las condiciones experimentales, el abandono de tierras con desarrollo de la vegetación espontánea durante periodos superiores a 2 años resultó beneficioso tanto para reducir las tasas de erosión como para maximizar la infiltración del agua de precipitación, y a largo plazo mejoró significativamente las propiedades físicas y químicas del suelo.

Durante los años 1988 (Reglamento (CE) n° 1094/1988) y 2009 (Reglamento CE 73/2009), la PAC ha subvencionado la retirada de tierras agrícolas de la producción de cultivos herbáceos. De forma general, el sistema contemplaba dos modalidades: retirada de forma rotatoria (15% de la superficie de explotación) y retirada no rotatoria o fija (20% de la superficie de explotación durante 5 años consecutivos), delegando a los diferentes estados miembros el desarrollo y aplicación de medidas de protección del medio ambiente adecuadas que correspondieran a la situación específica de la tierra retirada (Reglamento CEE 1765/1992).

En España, se estableció que en las tierras sometidas a la retirada no rotatoria se debía mantener la cubierta vegetal, tanto espontánea como cultivada. Sin embargo, se estipuló que para la opción rotatoria en la región semiárida del país, las tierras debían permanecer en barbecho blanco. A la vista de los resultados anteriores, la primera de las opciones (retirada no rotatoria) resulta adecuada para el control de la erosión, ya que a partir del segundo año la cubierta reduce de forma efectiva los procesos erosivos. Sin embargo, fue menos aplicada que la segunda, que resulta claramente perjudicial para la conservación del suelo, al mantenerlo descubierto permanentemente. De acuerdo con esto, la Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural concluyó en un informe realizado en 2002 que *“la legislación de los países europeos había integrado correctamente la protección del suelo de las tierras retiradas obligando a mantener una cobertura vegetal para impedir la erosión, excepto España.*

11. CONCLUSIONES

De la revisión bibliográfica se concluye que la degradación del suelo por erosión hídrica constituye un problema grave en zonas agrícolas, y más concretamente en condiciones agroambientales mediterráneas. Sin embargo, esta misma revisión ha puesto de manifiesto la importante carencia de datos disponibles que permitan evaluar la intensidad de este proceso en los campos agrícolas del secano mediterráneo.

El problema de la erosión en campos agrícolas mediterráneos también ha sido ampliamente reconocido por la Administración, tanto a nivel europeo como nacional. Esto queda reflejado en el hecho de que, a partir de mediados de los años 90, las normativas derivadas de la PAC consideran como un objetivo fundamental la conservación del suelo como recurso natural, y han ido introduciendo diferentes medidas destinadas a la lucha contra la erosión y al fomento del empleo de manejos y prácticas agrícolas que contribuyan a la conservación del suelo. No obstante, el desarrollo y posterior adopción de estas medidas contrasta con la falta de datos de campo que permitan su validación.

En base a todo lo anterior, resulta fundamental ampliar la información de campo disponible sobre tasas reales de erosión y respuestas hidrológicas de los distintos manejos agrícolas, que resulta necesaria para el proceso de toma de decisiones respecto a modelos de gestión del territorio que consideren como premisa la sostenibilidad de la calidad y cantidad de la productividad biológica de los suelos; así como para el desarrollo de modelos predictivos que permitan evaluar la respuesta de las distintas alternativas de uso y sistemas de manejo del suelo para las características específicas del territorio.

11.1. Conclusiones sobre las características de las precipitaciones y la erosividad

La distribución de las precipitaciones y de la erosividad de la lluvia durante el periodo experimental se caracterizó por una acusada variabilidad, tanto a nivel interanual como estacional, que constituye una característica inherente al clima Mediterráneo.

Dentro de la distribución irregular de la erosividad de la lluvia a lo largo del año, se identificaron dos escenarios de máxima intensidad erosiva, en los que la humedad antecedente del suelo y la intensidad de la lluvia resultaron factores clave para la activación de los procesos erosivos. Estos escenarios de alta erosividad fueron definidos en relación a tres variables: a) Reserva antecedente de agua en el suelo R_a (mm); b) Precipitación excedente P_e (mm), volumen de precipitación cuando el suelo está saturado ($R=100$ mm); c) Intensidad I_{30} (mm h^{-1}) del episodio.

El primero de los escenarios de alta erosividad, denominado situación de Temporal, queda definido por las variables $R_a > 70$ mm, $P_e > 0$ mm, I_{30} =cualquiera, y corresponde a precipitaciones de carácter ciclónico propias de las estaciones invernales, en las que se encadenan varios episodios de lluvia consecutivos, normalmente de intensidad baja o moderada. En estas situaciones el perfil del suelo se satura y las tasas de infiltración se reducen drásticamente, de manera que cualquier precipitación es suficiente para generar altas tasas de escorrentía y erosión.

El segundo escenario es característico de la estación seca y responde a episodios de lluvia de moderada y alta intensidad (EMAI), generalmente asociadas a células convectivas de desarrollo vertical. No obstante, durante el periodo experimental también se registraron lluvias de moderada y alta intensidad en otros momentos del año en los que el suelo presentaba condiciones intermedias de humedad. En ambos casos, las elevadas tasas de

escorrentía y sedimentos se deben a que la intensidad de lluvia supera la capacidad de infiltración de la capa superficial del suelo. Dentro de este escenario se diferenciaron: EMAI que ocurrieron sobre suelo seco, definidos por las variables $I_{30} > 5 \text{ mm h}^{-1}$, $P_e = 0$ y $R_a < 40 \text{ mm}$, y EMAI que tuvieron lugar sobre suelo húmedo, definidos por las variables $I_{30} > 5 \text{ mm h}^{-1}$, $P_e = 0 \text{ mm}$ y $R_a > 40 \text{ mm}$.

En situaciones de Temporal, tuvo lugar el 19% de los episodios registrados en el periodo experimental y el 33.3% de la precipitación total, y concentró el 66.3% de la producción total de escorrentía y el 63.9% de la producción total de sedimentos registrados en las parcelas. Los EMAI, que representan el 33% de los episodios y el 35% de la precipitación total, acumularon el 31.8% de la producción de escorrentía y el 34.5% de la producción de sedimentos. Fuera de estos dos escenarios, las precipitaciones presentaron una baja eficacia en cuanto a la generación de escorrentía y potencial erosivo.

Durante la fase experimental, en los dos escenarios de alta erosividad tuvieron lugar sendos “episodios erosivos extremos”. En el de Temporal, con una precipitación total de 171 mm acumulada en 5 días, se registró un volumen de escorrentía equivalente al 17% del total registrado en toda la serie experimental y una tasa de erosión que corresponde al 34.8% de la pérdida total de suelo de la serie. Por su parte, en el “episodio erosivo extremo” de alta intensidad ($P = 43 \text{ mm}$, $I_{30} = 81.4 \text{ mm h}^{-1}$ y periodo de retorno de 50 años) se registró el 3.4% de la producción total de escorrentía del periodo de experimentación y el 9.5% de la pérdida total de suelo.

Estos resultados confirman que en el secano mediterráneo los procesos de erosión hídrica se concentran en episodios singulares de lluvia, y ponen de manifiesto el papel predominante que juegan estos episodios en la degradación de los suelos.

Los resultados obtenidos no permitieron ajustar relaciones significativas entre las precipitaciones anuales y las tasas anuales de escorrentía y erosión. Esta falta de correspondencia indica que el volumen de precipitación total anual no presenta por si mismo ninguna capacidad predictiva sobre las tasas de escorrentía y erosión. Por otro lado, esos resultados señalan la necesidad de considerar otros factores, como la distribución temporal de las precipitaciones y su energía, para poder relacionar las características de las precipitaciones con las respuestas hidrológica y erosiva del suelo.

Adicionalmente, se concluye que para poder establecer relaciones entre las variables meteorológicas y las producciones de sedimentos y escorrentía, es imprescindible disponer de series de datos pluviométricos de detalle y de una duración suficiente, que permita registrar la variabilidad meteorológica característica del clima Mediterráneo. De otro modo, series temporales cortas o sin datos pluviométricos detallados, son de poca utilidad y pueden llevar a conclusiones erróneas acerca de los procesos relacionados con la erosión hídrica en este tipo de ambientes.

11.2. Conclusiones sobre la influencia del manejo en las respuestas hidrológicas y erosivas

Los resultados obtenidos durante el periodo experimental 1993/94-2010/11 han puesto de manifiesto que el manejo agrícola del suelo ejerce una fuerte influencia en su respuesta hidrológica y erosiva. Así, los coeficientes de escorrentía y las tasas de erosión presentaron una enorme variabilidad en función del manejo aplicado.

Es importante señalar que las tasas de escorrentía y erosión obtenidas en los diferentes manejos mostraron una tremenda variabilidad temporal, que resalta nuevamente la importancia de disponer de largas series temporales de datos para poder valorar adecuadamente los efectos de los manejos y las prácticas agrícolas sobre la respuesta del suelo.

En los manejos con prácticas de no laboreo (NL) y abandono de tierras agrícolas (AB), que implican el desarrollo de un recubrimiento superficial permanente, fue necesario el transcurso de un periodo de tiempo desde el inicio de su aplicación para que el suelo reflejase el efecto del cambio de manejo. Este periodo fue de tres campañas agrícolas en el caso de las prácticas de no laboreo y de dos campañas en el caso del abandono.

Durante el periodo experimental se evaluaron un total de cinco modelos de manejo de cultivos herbáceos, tres para el cultivo de cebada: no laboreo (CNL), mínimo laboreo (CML) y laboreo convencional (CLC); y dos para el cultivo de girasol: no laboreo (GNL) y laboreo convencional (GLC). Tanto en el cultivo de cebada como en el de girasol, el NL resultó la práctica más eficaz para reducir las tasas de pérdida de suelo y maximizar la infiltración del agua de precipitación. En ambos cultivos, el NL presentó pérdidas de agua y suelo prácticamente inapreciables y redujo el coeficiente medio de escorrentía anual más de un 90% y la tasa media de erosión anual más de un 95% respecto al ML (2.1% y 0.44 Mg ha⁻¹ año⁻¹ para el CML en el periodo 2003/04 a 2009/10) y al LC (4.3% y 1.73 Mg ha⁻¹ año⁻¹ para el CLC en el periodo 1997/98 a 2009/10 y 6.4% y 2.1 Mg ha⁻¹ año⁻¹ para el GLC en el periodo 1994/95 a 2002/03).

Considerando las tres campañas en las que coexistieron ambos cultivos en las parcelas experimentales, el girasol registró una producción media de escorrentía un 80% superior a la de la cebada y una pérdida media de suelo un 32% más elevada.

Respecto a las prácticas de mínimo laboreo y laboreo convencional aplicadas en el cultivo de cebada durante las campañas 2003/04 a 2009/10, no se observaron diferencias significativas en los coeficientes medios de escorrentía (2.1% y 2.3% respectivamente). Sin embargo, el CLC registró una tasa media de erosión anual tres veces superior a la del CML (1.52 Mg ha⁻¹ año⁻¹ y 0.44 Mg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente).

Se evaluaron cinco alternativas de barbecho durante el periodo 2003/04 a 2009/10, siempre aplicadas en alternancia con el cultivo de cebada: barbecho químico con no laboreo (BNL), barbecho semillado o verde con mínimo laboreo (BSML), barbecho tardío con mínimo laboreo (BTML), barbecho blanco con mínimo laboreo (BBML) y barbecho blanco con laboreo convencional (BBLC). El BNL se reveló como la práctica más beneficiosa para la conservación del suelo y el agua, ya que durante el periodo experimental, no se registró ningún episodio con generación de escorrentía, y por tanto, las tasas de erosión fueron nulas. Por el contrario, la práctica convencional de mantener el suelo en barbecho blanco (BB), desprovisto de vegetación así como de cualquier cubierta superficial, intensificó las pérdidas de agua y suelo por erosión, independientemente del tipo de prácticas aplicadas (ML o LC), y representó el caso más desfavorable de manejo en cuanto a la conservación de

suelo y agua, presentando los coeficientes de escorrentía y las tasas de erosión más elevadas.

Respecto a los manejos de los barbechos blancos BB, los resultados obtenidos muestran que el coeficiente medio de escorrentía del BBML resultó prácticamente el doble que el del BBLC (3.4% y 1.8% respectivamente), y la tasa media de erosión fue un 25% superior (0.96 Mg ha⁻¹ año⁻¹ y 0.76 Mg ha⁻¹ año⁻¹). Estos resultados indican que las labores primarias de alzado de la rastrojera realizadas con el apero de vertedera (hasta 30 cm de profundidad) en el LC resultan más eficaces para favorecer la infiltración que las labores superficiales (de 10 a 15 cm de profundidad) realizadas en el ML. Por tanto, aunque ambos tipos de laboreo, LC y ML, incrementan temporalmente la capacidad de infiltración del suelo, este efecto es más relevante y perdura más tiempo en el LC, reduciendo las producciones de escorrentía y sedimentos respecto al ML en las lluvias posteriores al laboreo. Esto contradice las estrategias de conservación de suelo y agua que atribuyen una reducción de la erosión hídrica a la simple sustitución de las labores primarias profundas por labores más superficiales.

Los modelos BSML y BTML supusieron un aumento considerable de la protección del suelo respecto a los barbechos blancos (BB), que se tradujo en una reducción de las pérdidas de agua y suelo observadas durante el periodo experimental. En relación con la pérdida de agua, el BT (0.8%) redujo el coeficiente medio de escorrentía un 76.5% respecto al BBML (3.4%) y un 55.5% respecto al BBLC (1.8%); y el BSML (1.5%) provocó reducciones del 55.9% y del 16.6% respecto al BBML y BBLC. Las diferencias entre ambos manejos y los barbechos blancos aumentan aún más al comparar las pérdidas de suelo. Así, BTML (0.18 Mg ha⁻¹ año⁻¹) y BSML (0.20 Mg ha⁻¹ año⁻¹) redujeron la tasa media de erosión más de un 73% respecto al BBML (0.96 Mg ha⁻¹ año⁻¹) y BBLC (0.76 Mg ha⁻¹ año⁻¹).

Evalutando el efecto conjunto de las rotaciones completas cebada/barbecho, la rotación CNL/BNL presentó las pérdidas de agua y suelo más reducidas (0.1% y 0.01 Mg ha⁻¹ año⁻¹). En segundo lugar, las rotaciones CML/BTML y CML/BSML registraron pérdidas similares (1.5% y 1.8% y 0.31 Mg ha⁻¹ año⁻¹ y 0.32 Mg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente) e inferiores a las rotaciones que incluyen barbecho blanco, CML/BBML y CLC/BBLC. De éstas, el mayor coeficiente de escorrentía correspondió a la rotación manejada con prácticas de mínimo laboreo CML/BBML, que fue del 2.7% frente al 2.1% registrado en la rotación con prácticas de laboreo convencional CLC/BBLC. Sin embargo, la pérdida de suelo fue un 63% superior en la rotación CLC/BBLC 1.14 Mg ha⁻¹ año⁻¹ que en la rotación CML/BBML 0.70 Mg ha⁻¹ año⁻¹.

Los tres modelos de abandono o retirada de tierras de la producción agrícola con desarrollo espontáneo de la vegetación (abandono de larga duración AB, abandono manejado con desbrozado periódico ABm y abandono reciente ABr) destacaron por dar lugar a una reducción progresiva en la generación de escorrentía y producción de sedimentos durante las dos primeras campañas y registrar tasas nulas en las campañas sucesivas. En los tres casos, el abandono se inició en condiciones similares, de suelo recién labrado y en ausencia total de recubrimiento. En el segundo año de abandono, las pérdidas de agua y suelo disminuyeron drásticamente como consecuencia del establecimiento de una cubierta vegetal que cubrió más del 80% de la superficie de la parcela, y a partir de éste, con un recubrimiento que superó el 90%, resultaron nulas durante las campañas restantes. Por tanto, se concluye que cualquier sistema de manejo que incluya la retirada de la producción y el abandono como alternativa de uso, debe considerar el mantenimiento de éste durante periodos de tiempo siempre superiores a los dos años de duración.

A pesar de que las tasas medias de erosión de los diferentes manejos están por debajo del valor aceptado como máximo tolerable de pérdida de suelo, que asciende a $11.2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, durante el periodo experimental ha habido fases en las que las pérdidas de suelo se han aproximado a este límite tolerable (por ej., el BBLC registró en el periodo 1995/96 a 1997/98 $10.6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y campañas en las que este valor se ha superado ampliamente (por ej., en la campaña 1995/96 el BBLC registró $23.7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Esta variabilidad pone de nuevo de manifiesto la importancia de disponer de largas series de datos para obtener resultados representativos de las respuestas hidrológicas y erosivas de los diferentes manejos. Por otro lado, el valor de $11.2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ no puede ser considerado como un límite de aplicación generalizada para todo un paisaje en el que existen zonas que presentan diferentes grados de degradación, y por tanto, requieren valores máximos de pérdida de suelo específicos.

11.3. Conclusiones sobre la influencia del manejo en las propiedades físicas y químicas del suelo

Los resultados de los parámetros analizados reflejaron que, con independencia del sistema de manejo aplicado, el suelo del campo experimental presenta una fertilidad química muy reducida y, en general, una estabilidad estructural débil. No obstante, el manejo ejerció un efecto significativo en la evolución de las propiedades físicas y químicas del suelo, especialmente en las que condicionan su fertilidad y productividad y determinan su grado de vulnerabilidad respecto a los procesos erosivos o erodibilidad, como son el contenido de materia orgánica y la estabilidad estructural.

En todos los parámetros evaluados, el AB y la rotación con prácticas de NL representaron las situaciones más favorables respecto a los procesos de degradación del suelo. Destacan los resultados obtenidos respecto a la evolución del contenido de materia orgánica y el estado de agregación de las partículas del suelo a lo largo de las 18 campañas de experimentación. Estos resultados indicaron que, partiendo de un suelo en las mismas condiciones, el AB y el NL incrementaron respectivamente un 123% y un 89% el porcentaje de agregados estables del suelo respecto al LC (35.7% en 2011) y aumentaron el contenido de materia orgánica un 78% y un 86% respecto al LC, en el que el contenido de materia orgánica se mantuvo constante (0.75%) durante los 18 años.

Por el contrario, las rotaciones con prácticas de laboreo (ML y LC) presentaron los valores más reducidos en la totalidad de los parámetros analizados, lo que se traduce en una mayor fragilidad ante los fenómenos erosivos y una menor fertilidad y productividad que los anteriores. No se detectaron diferencias significativas en los contenidos de N (0.036%), P ($26.938 \text{ mg kg}^{-1}$) y materia orgánica (0.641%) entre las parcelas manejadas con ML (rotaciones CML/BT y CML/BBML) y las manejadas con LC (LC/BBLC). Sin embargo, las prácticas de ML supusieron una mejora respecto al LC en el caso de la estabilidad estructural (48.03% de agregados estables en el CML/BT, 47.37% en el CML/BBML y 35.72% en el CLC/BBLC).

11.4. Factores clave en relación con los manejos que condicionan las respuestas hidrológica y erosiva del suelo

Se ha identificado que los dos factores relacionados con los distintos manejos agrícolas estudiados que juegan un papel predominante a la hora de determinar las respuestas hidrológica y erosiva del suelo son a) el recubrimiento y su variabilidad estacional, y b) la intensidad y estacionalidad de las operaciones de labranza. A continuación se presentan las conclusiones principales:

a) Recubrimiento

Los resultados obtenidos han indicado que el recubrimiento del suelo es un factor determinante de su respuesta hidrológica y erosiva. En primer lugar cabe destacar que, en las 18 campañas agrícolas que cubren el periodo experimental, no se registró ningún episodio con generación de escorrentía en suelos que presentaban una cobertura superior al 90%, y por tanto, las pérdidas de suelo resultaron nulas en esta situación. En otras palabras, el 90% se identificó como recubrimiento umbral por encima del cual no se produjo escorrentía ni erosión.

Para coberturas inferiores, las pérdidas de agua y suelo se incrementaron a medida que aumentó el porcentaje de suelo desnudo %SD. En el caso de la de la escorrentía, este incremento siguió una tendencia lineal y la producción de escorrentía se multiplicó por 15 al comparar suelos con un %SD<20% con suelos con %SD>90% (cobertura inferior al 10%). Mientras que en el caso de la producción de sedimentos, las tasas de erosión se incrementaron conforme aumentó el %SD siguiendo un modelo exponencial, en el que se observa un valor umbral en torno al 75%SD a partir del cual la producción de sedimentos se incrementa de forma significativa. En este caso, la tasa de erosión se multiplicó por 12 al comparar suelos con un %SD<20% con suelos con %SD>90% (cobertura inferior al 10%).

Por otro lado, se observó que en los escenarios definidos como de alta erosividad, el efecto del recubrimiento sobre las respuestas hidrológica y erosiva del suelo fue diferente, lo que indica que el efecto protector del recubrimiento depende de las características de las precipitaciones y del estado de humedad antecedente del suelo.

En el caso de la respuesta hidrológica, la relación entre la producción de escorrentía y el %SD mostró dos patrones diferenciados. Por un lado, en los EMAI que se producen sobre un suelo húmedo, esta relación siguió una tendencia lineal, en la que la producción de escorrentía aumentó de forma constante con el incremento del %SD. Mientras que en caso de los episodios de Temporal y EMAI sobre suelo seco, los mejores ajustes escorrentía-%SD se obtuvieron mediante modelos exponenciales, dentro de los cuales se detectó un umbral situado en torno al 90% de %SD que modifica la respuesta hidrológica del suelo y a partir del cual, las producciones de escorrentía aumentaron considerablemente. Si bien, en el caso de los episodios de Temporal, las producciones de escorrentía en suelos con más del 90% de SD triplicaron las observadas en los EMAI sobre suelo seco pare al mismo valor de %SD.

Respecto a la respuesta erosiva, se diferenciaron por un lado los episodios de Temporal, en los cuales la producción de sedimentos se incrementó de forma exponencial al aumentar el %SD y se detectó un umbral en torno al 68% SD a partir del cual, la producción de sedimentos aumentó de forma sustancial con cada incremento en el %SD. Por otro lado, en los EMAI los mejores ajustes entre la producción de sedimentos y el %SD se obtuvieron mediante modelos lineales, que no mostraron diferencias significativas en función del estado de humedad del suelo (EMAI sobre suelo seco y EMAI sobre suelo húmedo). Comparando las

tasas de erosión registradas en suelos con %SD>90%, las correspondientes a los episodios de Temporal resultaron un 200% superiores a las de los EMAI.

Por último, se observó que la intensidad de lluvia I_{30} modifica la relación entre la probabilidad de ocurrencia de escorrentía y el %SD. Así, en los EMAI se identificó un valor umbral de I_{30} (17 mm h⁻¹) por encima del cual, en todos los episodios ocurridos con una cobertura inferior al 30% (%SD>70%) se registró escorrentía.

b) Intensidad y estacionalidad del laboreo

La labranza ha resultado ser otro factor clave que afecta a las respuestas hidrológica y erosiva del suelo. Inmediatamente después de la realización de las labores, el suelo muestra una elevada capacidad de infiltración. Sin embargo, con el transcurso del tiempo, la capa de suelo afectada por la labor evoluciona y los efectos positivos relacionados con la labranza se van reduciendo progresivamente hasta desaparecer por completo. En ese momento, el suelo presenta las condiciones favorables para la generación de escorrentía superficial, ya que se encuentra sellado y con una capacidad de infiltración muy limitada.

A partir de los datos registrados en las parcelas experimentales con prácticas de laboreo (ML y LC) se observó que la probabilidad de ocurrencia de escorrentía en un determinado episodio de lluvia (%) varía en función del tiempo transcurrido desde la realización de las labores (número de días). Los valores mínimos de probabilidad correspondieron a los días inmediatamente posteriores al laboreo y ascendieron conforme pasaron los días, hasta alcanzar un valor máximo constante una vez que desaparecieron los efectos generados por la labranza.

Esta tendencia se mantiene en los episodios de Temporal y en los EMAI. Si bien, se observaron diferencias significativas entre ambos escenarios respecto, tanto al valor umbral de tiempo necesario para que los efectos de la labranza no influyan sobre la generación de escorrentía, como sobre el porcentaje máximo de ocurrencia de escorrentía que se alcanza en los dos casos. En los episodios de Temporal el umbral de tiempo desde la labranza fue de 37 días y el porcentaje máximo de aproximadamente el 80%. En el caso de los EMAI se observaron dos tendencias: en los episodios de moderada intensidad ($I_{30}<17$ mm h⁻¹) el umbral ascendió a 46 días y el porcentaje máximo de episodios con escorrentía se situó en torno al 60%; mientras que, en los episodios de elevada intensidad ($I_{30}>17$ mm h⁻¹), el 100% de los episodios de lluvia produjeron escorrentía con independencia del tiempo transcurrido desde la labranza.

En cuanto a la intensidad de la labranza, se hace referencia a la profundidad de laboreo, que en LC puede alcanzar hasta 30 cm de profundidad y en el ML se reduce a 10-15 cm; y al tipo de apero utilizado, que en el LC incluye labores de volteado con vertedera. En el caso de los barbechos blancos, BBLC y BBML, ya se comentó anteriormente que las labores profundas con vertedera redujeron las producciones de escorrentía y sedimentos en porcentajes del 47% y del 21% respecto al BBML (1.8% y 0.76 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en el BBLC y 3.4% y 0.96 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en el BBML).

Sin embargo, en la campaña de cultivo posterior al barbecho, el hecho de haber realizado labores profundas durante la campaña de barbecho no resulta beneficioso de cara a la conservación de agua, y en el caso de la respuesta erosiva, resulta claramente perjudicial. Así, en las campañas de cultivo no se detectaron diferencias significativas entre los coeficientes de escorrentía del CML (2.1%) y el CLC (2.3%), y la tasa de erosión del CLC resultó más de tres veces superior que la del CML (1.52 Mg ha⁻¹ año⁻¹ y 0.44 Mg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente). Por tanto, los efectos positivos del laboreo en profundidad en cuanto a la

reducción de escorrentía y sedimentos, se limitan al periodo de tiempo inmediatamente posterior a la realización de las labores, mientras que desaparecen o se invierten, resultando perjudiciales, en la campaña posterior.

Por otro lado, el análisis de la estabilidad estructural del suelo reflejó que la aplicación de ML contribuye a largo plazo a mejorar el porcentaje de agregados estables respecto al LC, con una diferencia estadísticamente significativa del 27%. No obstante, esa mejora en la estabilidad estructural y, por tanto, en la erodibilidad del suelo con el ML no contrarresta el efecto contrario de la intensidad de labranza en el caso de los barbechos.

En base a todo lo expuesto anteriormente, se concluye que los criterios para evaluar la eficacia de los distintos sistemas de manejo en cuanto a la conservación del suelo y el agua deben considerar el porcentaje de recubrimiento del suelo a los que dan lugar, procurando que las prácticas de manejo permitan mantener el mayor recubrimiento superficial posible, y la variabilidad estacional del recubrimiento, de forma que se maximice la coincidencia de los momentos de máximo recubrimiento con los periodos de máxima erosividad de la lluvia. Con esta finalidad, y con el objetivo de preservar la estructura del suelo, que repercuta directamente en su fertilidad y productividad, se deben reducir lo máximo posible la frecuencia e intensidad de las operaciones de labranza.

11.5. Conclusiones sobre las normativas españolas derivadas de la PAC en relación con la conservación de suelo en cultivos herbáceos

Como se ha indicado anteriormente, la conservación del suelo constituye uno de los objetivos fundamentales de la PAC desde mediados de los años 90. Para lograr el cumplimiento de este objetivo se han establecido una serie de normas de obligado cumplimiento para todos los perceptores de las subvenciones, denominadas “buenas condiciones agrarias y medioambientales”, desarrolladas por cada uno de los países miembros. Debido a su carácter obligatorio y de aplicación generalizada, estas normas poseen un gran potencial para marcar tendencias en el panorama agroambiental. Sin embargo, en base a los resultados obtenidos en el presente trabajo y en otros antecedentes, la normativa desarrollada en España para el sector de los cultivos herbáceos, incluyendo la actualmente vigente recogida en el R.D. 486/2009, resulta claramente insuficiente y en ciertas ocasiones ambigua, de manera que deja abierta la posibilidad de que el agricultor realice cualquier tipo de prácticas en el suelo durante la práctica totalidad del año, y no prohíbe en ningún caso la aplicación de ciertos manejos que tienen efectos perjudiciales sobre la conservación del suelo, como el barbecho blanco.

Para una mejor comprensión del impacto de dichas medidas, cabe destacar que según los datos del Fondo Español de Garantía Agraria (www.fega.es), durante el periodo 2001-2007, se han destinado un promedio de 1800 millones de euros anuales a la subvención de los cultivos herbáceos en España, vinculados al cumplimiento de las “buenas condiciones agrarias y medioambientales”.

Por otro lado, la Administración reconoce que la aplicación de manejos como en NL y el ML resulta beneficiosa para la protección del suelo frente a la erosión hídrica y trata de fomentar su aplicación mediante una serie de ayudas complementarias, denominadas “medidas agroambientales” (iniciadas 2001 y en recogidas en la actualidad en el R.D. 1203/2006). Si bien, estas ayudas resultan secundarias en comparación con las vinculadas al cumplimiento de las “buenas condiciones agrarias y medioambientales”. Según datos del Ministerio del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

(www.magrama.gob.es), durante el periodo 2000-2006 se destinó una media de 26.4 millones de euros anuales a las Medidas Agroambientales destinadas a la lucha contra la erosión.

Por último, es importante destacar que los reglamentos derivados de la PAC no solo resultan insuficientes, sino que en ciertas ocasiones han obligado incluso a la aplicación de prácticas especialmente inadecuadas para la conservación del suelo en las condiciones mediterráneas semiáridas. Así, durante los años noventa, los pagos compensatorios por la producción de determinados cultivos herbáceos estaban condicionados al mantenimiento de un porcentaje de la superficie en explotación en condiciones de barbecho blanco obligatorio (Orden de 29 de diciembre de 1992 recogida en el BOE nº 3 del 4/01/1993).

11.6. Conclusiones sobre la comparación entre las tasas de erosión observadas y las estimadas mediante la RUSLE

Los resultados obtenidos reflejaron marcadas diferencias entre las tasas de erosión estimadas con la RUSLE y las registradas en las parcelas experimentales BBLC. La tasa media anual de pérdida de suelo estimada por la RUSLE para el periodo experimental resultó más de tres veces superior a la tasa registrada en las parcelas de BBLC ($9.96 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $3.37 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ respectivamente).

Las estimaciones anuales resultaron significativamente superiores a las tasas registradas en campo cuando estas últimas fueron nulas o relativamente moderadas. Así, las tasas estimadas resultaron entre 2 y 51 veces superiores a las observadas en 14 de las 15 campañas agrícolas analizadas, en las que la pérdida de suelo anual osciló entre 0 y $7.62 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Mientras que el modelo subestimó las pérdidas de suelo un 43% cuando la tasa registrada fue elevada (campaña 1995/96, $23.7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

Se detectó que las principales diferencias son consecuencia de la expresión de cálculo del factor R, que define la erosividad de las precipitaciones en función de su intensidad máxima I_{30} y de su energía cinética (E_k). Este algoritmo resalta la erosividad de los episodios de elevada intensidad I_{30} , mientras que penaliza el poder erosivo de los episodios de I_{30} reducida y, en consecuencia, se sobrevaloran las pérdidas de suelo de los periodos que concentran precipitaciones de elevada intensidad y se subestiman las tasas de erosión generadas en periodos de precipitaciones de baja intensidad.

Por este motivo, se detectó una falta de correspondencia entre la erosividad calculada con el factor R en los escenarios erosivos de Temporal y EMAI y las tasas de erosión registradas en ambos escenarios. Por tanto, se puede concluir que el factor R no resulta adecuado para representar el poder erosivo de la lluvia en condiciones climáticas como las mediterráneas, caracterizadas por una gran variabilidad.

La información de campo actualmente disponible resulta claramente insuficiente para calibrar y validar modelos de erosión respecto a las condiciones ambientales y características particulares de los suelos en las áreas semiáridas mediterráneas. No obstante, dichos modelos, y especialmente la RUSLE, son utilizados de forma sistemática y generalizada en abundantes trabajos científicos y técnicos que requieren estimaciones de las tasas potenciales de pérdida de suelo por erosión hídrica, empleados para la planificación y gestión del territorio.

11.7. Conclusiones metodológicas

Las parcelas experimentales utilizadas en el presente trabajo, permitieron controlar y monitorizar los principales factores que intervienen en los procesos erosivos del suelo y resultaron una herramienta útil para evaluar y comparar las respuestas hidrológica y erosiva de diferentes modelos de manejo agrícola.

En este sentido, cabe destacar que el diseño de las parcelas permite la realización de las distintas operaciones agronómicas con maquinaria agrícola convencional, lo que eleva la representatividad de los manejos agrícolas aplicados. Al mismo tiempo, la realización de labores periódicas con maquinaria supone un cierto intercambio de suelo con las zonas colindantes lo que anula el conocido efecto de agotamiento de las parcelas en la exportación de sedimentos.

Las principales ventajas que han ofrecido las microparcels (0.29 m^2) derivan de su sencillez de instalación, que ha facilitado que se disponga de un gran número de réplicas en cada campaña agrícola. Así mismo, por su reducido tamaño, que minimiza la heterogeneidad de las condiciones muestreadas y ha permitido en este caso, observar el efecto de la variabilidad de las propiedades edafológicas en las respuestas hidrológica y erosiva del suelo. Sin embargo, el tamaño ha supuesto al mismo tiempo la principal limitación observada, ya que la escasa superficie colectora de escorrentía limita enormemente su capacidad erosiva y de transporte de sedimentos.

La coexistencia en el campo experimental de parcelas tipo USLE (67.5 m^2) y microparcels (0.29 m^2) con los mismos manejos agrícolas, ha permitido analizar el efecto del tamaño de la parcela en las producciones de escorrentía y sedimentos. La producción media de escorrentía por episodio de lluvia en las microparcels (1.73 l m^{-2}) resultó más del doble que en las parcelas USLE (0.79 l m^{-2}), mientras que no se obtuvieron diferencias significativas en la producción media de sedimentos en función del tamaño de la parcela (41.21 kg ha^{-1} en las parcelas USLE y 42.45 kg ha^{-1} en las microparcels), lo que significa que la concentración de sedimentos en la escorrentía es mayor en las parcelas USLE que en las microparcels. Por tanto, los resultados indicaron que la escorrentía desarrolla una mayor capacidad erosiva en las parcelas que en las microparcels.

Las parcelas tipo USLE no resultan adecuadas para evaluar los efectos de diferentes prácticas de conservación, en las que su respuesta hidrológica viene determinada por flujos laterales de escorrentía, como es el caso de la labranza a nivel. Para una evaluación rigurosa de estas medidas se requiere un tamaño de observación a escala de ladera.

Por otro lado, este tipo de parcelas presentan una eficacia muy limitada para cuantificar las tasas de erosión producidas en episodios extremos, de especial relevancia en clima mediterráneo, en los que los fenómenos de concentración de escorrentía se producen a una escala espacial superior. Al mismo tiempo, la elevada variabilidad espacial característica de este tipo de episodios, limita el uso de parcelas experimentales por la restricción de las observaciones al enclave geográfico concreto de las instalaciones.

Por último, es importante tener presente que las parcelas experimentales son muestras aisladas del paisaje, por lo que las tasas de escorrentía y erosión obtenidas son específicas de sus características concretas, y por ello nunca pueden ser directamente extrapolables al resto del paisaje. Si bien, constituyen la base de datos fundamental para la construcción y calibración de modelos hidrológicos y de erosión de mayor aplicación espacial.

11.8. Futuras líneas de investigación

En primer lugar, la prioridad del grupo de investigación es mantener activo el campo experimental sobre erosión de suelos agrícolas de La Higuera de la Cruz con el propósito de aumentar lo máximo posible la serie de datos. Con ello, maximizar la representatividad de los resultados respecto a la variabilidad de las precipitaciones y la erosividad característica de las condiciones ambientales mediterráneas.

Completar la serie de datos obtenida con las parcelas y microparcels mediante la realización de experimentos de simulación de lluvia diseñados “*ad hoc*” para estudiar el papel que juegan otros factores sobre la respuesta del suelo, como la rugosidad superficial, encostramiento, etc.

Completar la serie de datos con otras observaciones realizadas a escala de ladera tras la ocurrencia de episodios erosivos extremos, prestando especial atención a aquellos manejos y prácticas de conservación que no pueden ser evaluados mediante parcelas experimentales por restricciones de tamaño.

Completar el análisis de la base de datos disponible para explorar otras relaciones entre las respuestas del suelo y las variables físicas y relacionadas con el manejo y las prácticas de conservación; así como para desarrollar y/o validar modelos hidrológicos y de erosión.

Redacción y publicación de los resultados obtenidos en esta Tesis en revistas científicas especializadas incluidas en el SCI, así como su difusión en congresos científicos.

Transferir los resultados obtenidos a técnicos y organismos públicos involucrados en la planificación y definición de la normativa agraria relativa al manejo de los sistemas agrícolas y en particular de los reglamentos derivados de la PAC, así como a la comunidad científica nacional e internacional.

12. BIBLIOGRAFÍA

- Abrahams, A. D. y Parsons, A. J. 1991. The effect of spatial variability in overland flow on the downslope of soil loss on semiarid hillslope, Southern Arizona. *Catena* 18, 255-270.
- Adimihardja A. 1989. Rainfall Erosivity and Soil Erodibility in Indonesia: Estimation and Variation with Time. PhD thesis. University of Ghent, Belgium.
- Aguilera, S. M., Borie, G., Del Canto, P. y Peirano, P. 1996. Contribución del sistema conservacionista cero labranza en los niveles de C, P y bioactividad de suelo Santa Bárbara. *Agricultura técnica* 56(4), 250-254.
- Alatorre Cejudo, L. C. 2010. Erosión del suelo y fuentes de sedimento en la Cuenca del río Ésera (Pirineo Central). Análisis espacial y dinámica temporal mediante técnicas de simulación y teledetección. Tesis doctoral. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad de Zaragoza.
- Alatorre, L. C. y Beguería, S. 2009. Los modelos de erosión: una revisión. *Rev. C & G* 23, 29-48.
- Albaladejo, J. 1995. Estimating erosion rates-field experiments. En: Fantechi, R., Peter, D., Balabanis, P. y Rubio, J. L. (Eds.), *Desertification in an European Context: Physical and Socioeconomic Aspects*. Report EUR 15415 EN. Proceedings of the European School of Climatology and Natural Hazards Course, El Campello, Alicante, Spain, October 1993, pp. 279-292.
- Albaladejo, J., Martínez Mena, M., Roldán, A. y Castillo, V. 1998. Soil degradation and desertification induced by vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Use Manage.* 14, 1-5.
- Albentosa, L. 1989. Las precipitaciones extraordinarias en Cataluña. En: *Avenidas fluviales e inundaciones de la cuenca mediterránea*. Instituto Universitario de Geografía, Universidad de Alicante y Caja de Ahorros del Mediterráneo, pp. 51-65.
- Alberts EE, Laflen JM, Spomer RG. 1987. Between year variation in soil erodibility determined by rainfall simulation. *Trans. ASAE* 30(4), 982-987.
- Allison, L. E., Bernstein, L., Bower, C. A., Brown, J. W., Fireman, M., Hatcher, J. T., Hayward, H. E., Pearson, G. A., Reeve, R. C., Richards, L. A. y Wilcox, L. V. 1977. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Editorial Limusa. México.
- Allmaras, R.R., Burwel, R.E., y Larson, W.E. 1966. Total porosity and random roughness of the interrow zones influenced by tillage. U.S. Dep. Agric. Conserv. Res. Rep. 7.
- Almorox Alonso, J. 2007. Climatología aplicada a la ingeniería y el medio ambiente. <<http://ocw.upm.es/ingenieria-agroforestal/climatologia-aplicada-a-la-ingenieria-y-medioambiente>> (consultado en diciembre de 2012).
- Almorox Alonso, J., López Bermúdez F. y Rafaelli S. 2010. La degradación de los suelos por erosión hídrica. Métodos de estimación. Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones.
- Álvarez, R., Santanatoglia, O. J. y García, R. 1995. Soil respiration and carbon inputs from crops in a wheat-soybean rotation under different tillage systems. *Soil Use Man.* 11(2), 45-50.
- Álvarez, S., Milgroom, J., Soriano, M. A. y Gómez, J. A. 2005. Efectos del sistema de manejo sobre indicadores de calidad del suelo en olivar ecológico en Andalucía. En: Jiménez Ballesta, R. y Álvarez González, A. M. (Eds.) *Libro de Actas del II Simposio Nacional Control de la degradación de los suelos*. Madrid.
- Álvaro Fuentes, J. 2006. Influencia del laboreo y del sistema de cultivo en el secuestro de carbono orgánico en el suelo en agroecosistemas semiáridos del valle del Ebro. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. Universidad de Lleida.

- Álvaro Fuentes, J., López Sánchez, M. V., Gracia Ballarín, R. y Arrúe Ugarte, J. L. 2005. Influencia del manejo del suelo en la evolución del estado de agregación en condiciones semiáridas de Aragón. En: Jiménez Ballesta, R. y Álvarez González, A. M. (Coord.), Actas del Simposio Nacional sobre Control de la Degradación de Suelos. Madrid, vol. 1, pp. 223-227.
- Alves, M. C. 1992. Sistema de rotação de culturas com plantio direto em latossolo roxo: efeitos mas propriedades físicas y químicas. Tesis Doctoral. Universidad de Piracicaba. Sao Paulo, Brasil.
- Andreu, V., Rubio, J.L. y Cerní, R. 1995. Effect of mediterranean shrub on water erosion control. Environ. Monit. Asses. 37, 5 – 15.
- Antezana, J. 2001. Calibración de los factores de erosión utilizando la RUSLE en sistemas de producción agrícola de la Cuenca Taquíña. Centro de Levantamientos Aeroespaciales y aplicaciones SIG para el Desarrollo Sostenible de los Recursos Naturales (CLAS), Cochabamba, Bolivia.
- Añó Vidal, C., Peris Mendoza, M. y Sánchez Díaz, J. 1998. BIB-ERON: base de datos bibliográfica sobre erosión hídrica del suelo. Edafología 7(2), 1-8.
- Arhonditsis, G., Giourga, C., Loumou, A., Koulouri, M., 2002. Quantitative assessment of agricultural runoff and soil erosion using mathematical modeling: Applications in the Mediterranean region. Environ. Manage. 30, 434-453.
- Arnal Atares, P. 1985. II Jornadas técnicas sobre cereal de invierno. Pamplona.
- Arnal, P. (1986). Siembra directa de cereales. Experimentación en Navarra. En: Conservar el suelo. I Simposium sobre Mínimo Laboreo en Cultivos Herbáceos. Madrid, octubre 1986.
- Arnal Atares, P. 1990. No laboreo (siembra directa) en cultivos extensivos en Navarra. El Campo 117, 39-41.
- Arnal Atares, P. 1994. Conservar el suelo. Monsanto España, pp. 19-20.
- Arnal, P. 1994b. Análisis económico según los sistemas de laboreo. Navarra Agraria, 32.
- Arnold, J.G. 1996. SWAT: soil and water assessment tool/Users manual. USDA-ARS.
- Arnold, J. M., Williams, J.R. y Maidment, D. R. 1995. Continuous-time water and sediment routing model of large basins. J. Hydraulic. Eng. 121(2), 171-183.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., y Williams, J.R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment - Part I: model development. J. American Water Resources Association (JAWRA) 34(1), 73-89.
- Arnoldus, H. 1977. Predicting soil losses due to sheet and rill erosion. EN: FAO Soils Bulletin nº 34. Assessing soil degradation. FAO. Rome, pp. 39-51.
- Arnoldus, H. 1980. An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. En: Boodt, M. y Gabriels, D. (Eds.). Assessment of erosion. John Wiley & Sons, pp. 127-132.
- Arshad, M. A., Franzluebbers, A. J. y Azooz, R. H. 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. Soil Till. Res. 53, 41-47.
- Athesian, J. K. H., 1974. Estimation of rainfall erosion index. J. of the Irrigation and Drainage Division 100, 293-307.
- Bajracharya, R.M., Lal R. 1992. Seasonal soil loss and erodibility variation on a Miamian silt loam soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 1560 –1565.
- Balesdent, J., Chenu, C. y Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. Soil Till. Res. 52, 215-230.

- Bagarello, V. y Ferro, V., 2004. Plot-scale measurement of soil erosion at the experimental area of Sparacia (southern Italy). *Hydrological Processes* 18, 141–157.
- Basch, G. 2005. The developing continent regarding Conservation Agriculture. En: *Proceedings of the XIII Congreso de AAPRESID, El Futuro y los Cambios de Paradigmas*, Rosario, Argentina.
- Basch, G., Geraghty, J., Stret, B. y Sturny, W.G. 2008. No-tillage in Europe – state of the art: constraints and perspective. En: Goddard, T., Zoebisch, M. A., Gan, Y. T., Ellis, W., Watson, A. y Sombatpanit, S. (Eds.) *No-Till Farming Systems. Special Publication N° 3. World Association of Soil and Water Conservation (WASWC)*. Bangkok, pp.159–168.
- Base de datos de la Red de Estaciones Experimentales de Seguimiento y Evaluación de la Erosión y Desertificación (RESEL). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. <<http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/lucha-contra-la-desertificacion/red-resel/>> (consultado en agosto de 2012).
- Batalla, R., Sala, M. y Werrity, A. 1995. Sediment budget focused in solid material transport in a subhumid Mediterranean drainage basin. *Z. Geomorph* 32(2), 249-264.
- Bathurst, J. C. 2002. Physically-based erosion and sediment yield modeling: the SHETRAN concept. En: Summer, W. y Walling, D. E. (Eds.) *Modelling erosion, sediment transport and sediment yield. IHP-VI Technical documents in hydrology*. UNESCO, Paris.
- Beasley, D. B., Huggins, L. F. y Monke, E. J. 1989. ANSWERS: a model for watershed planning. *Trans. ASAE* 23(4), 938-944.
- Beguiría, S. 2005. Erosión y fuentes de sedimento en la cuenca del embalse de Yesa (Pirineo Occidental): ensayo de una metodología basada en teledetección y análisis SIG. Instituto Pirenaico de Ecología, Zaragoza.
- Beguiría, S., 2006. Changes in land cover and shallow landslide activity: A case study in the Spanish Pyrenees. *Geomorphology* 74(1–4), 196–206.
- Belmonte Serrato, F. y Romero Díaz, M. A. 1994. Distribución de flujos de agua en el proceso de interceptación en cuatro especies vegetales mediterráneas y sus relaciones con la cantidad de agua disponible en el suelo. En: Arnáez Vadillo, J., García Ruiz, J.M. y Gómez Villar, A. (Eds.), *Geomorfología en España, Sociedad Española de Geomorfología, Logroño*, pp. 201 – 210.
- Belmonte Serrato, F. y Romero Díaz, M. A. 1998. La cubierta vegetal en las regiones áridas y semiáridas: consecuencias de la interceptación de la lluvia en la protección del suelo y los recursos hídricos. *Norba* 10, 9 – 22.
- Belmonte Serrato, F., Romero Díaz, M. A. y López Bermúdez, F. 1999. Efectos sobre la cubierta vegetal, la escorrentía y la erosión del suelo, de la alternancia cultivo-abandono en parcelas experimentales. *Investigaciones Geográficas* 22 (julio-diciembre), 95 – 107.
- Bello, A., López Fandó C. y Simón, J.C. 1994. En: *Conservar el suelo*. Monsanto España, pp. 23-24.
- Benito, M. E. 1988. Iniciación al estudio de la estructura de los suelos de Galicia. Tesis Doctoral. Facultad de Farmacia. Universidad de Santiago.
- Beven, K. 2002. Runnoff generation in semi-arid areas. En Bull, L.J. y Kirby, M.J. (Eds.), *Dryland Rivers, Hydrology ang Geomorphology of Semi-Arid Zones*. Wiley, pp. 57-105.
- Bienes Allas, R. y Torcal Sáinz, L. 1997. Influencia del manejo del suelo sobre la erosión en depósitos de terraza (El Encín y Marchamalo). *Cuaternario y Geomorfología* 11 (3-4), 13 – 124.
- Bienes, R., Guerrero-Campo, J., Aroca, J.A., Gómez, B., Nicolau, J.M. y Espigares, T. 2001. Evolución del coeficiente de escorrentía en campos agrícolas del centro de España con diferentes usos del suelo. *Ecología* 15, 23 – 36.

- Bisal, F. 1960. The effect of raindrop size and impact velocity on sand splash. *Canadian J. soil Sci.* 40, 242-245.
- Blackburn, W. H. 1975. Factors influencing infiltration and sediment production of semiarid rangelands in Nevada. *Water Resour. Res.* 11 (6), 929 – 937.
- Blevins, R.L., Cook, D., Phillips, S.H. y Phillips, R.E. 1971. Influence of no tillage on soil moisture. *Agron. J.* 63, 593-596.
- Blevins, R.L., Tomas, G. W. y Cornelius, P. L. 1977. Influence of no-tillage and nitrogen fertilization on certain soil properties after 5 years of continuous corn. *Agronomy Journal* 69, 383-386.
- Blevins, R.L., Murdock, L. W. y Thomas, G. W. 1978. Effects of lime application on no-tillage and conventional tilled corn. *Agron. J.* 70, 322-326.
- Blevins, R.L., Smith, M. S., Thomas, G. W. y Frye, W. W. 1983. Influence of conservation tillage on soil properties. *J. Soil Water Cons.* 38, 301-305.
- Blevins, R.L., y Frye, W. W. 1993. Conservation tillage: an ecological approach to soil management. *Adv. Agron.* 51, 33-78.
- Boardman, J., Foster, I.D.L. y Dearing, J.A. 1990. *Soil Erosion on Agricultural Land*. John Wiley and Sons Ltd. Chichester.
- Boardman J., Ligneau L., De Roo A., Vandaele K. 1994. Flooding of property by runoff from agricultural land in north-western Europe. *Geomorphology* 10, 183-196.
- Boardman, J. y Poesen, J. 2006. *Soil erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Bochet, E., Poesen, J. y Rubio, J.L. 1995. Influence of three Mediterranean plant species on the spatial and temporal variation of water erosion (Valencia, Spain): experimental set up and preliminary results. En: Fantechi, R., Peter, D. y Abalabanis (Eds.), *Desertification in an European context; physical and socio-economic aspects*. Comisión Europea. Bruselas. Luxemburgo, pp. 377 – 388.
- Bochet, E., J. L. Rubio y J. Poesen. 1998. Relative efficiency of three representative matorral species in reducing water erosion at the microscale in a semi-arid climate (Valencia, Spain), *Geomorphology* 23: 139-150.
- Bochet, E., Rubio, J.L. y Poesen, J. 1999. Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena* 38 (1), 23 – 44.
- Bochet, E., Poesen, J. y Rubio, J.L. 2006. Runoff and soil loss under individual plants of a semi-arid Mediterranean shrubland: influence of plant morphology and rainfall intensity. *Earth Surf. Proc. Land.* 31, 536 – 549.
- Boellstorff, D., Benito, G., 2005. Impacts of set-aside policy on the risk of soil erosion in central Spain. *Agr. Ecosyst. Environ.* 107, 231-243.
- Boer, M. y Puigdefábregas, J. 2005. Effects of the spatially structured vegetation patterns on hillslope erosion in a semiarid Mediterranean environment: A simulation study. *Earth Surf. Proc. Land.* 30, 149 – 167.
- Boix-Fayós, C. 1999. *Procesos geomórficos en diferentes condiciones ambientales mediterráneas: el estudio de la agregación y la hidrología de suelos*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- Boix-Fayós, C., Martínez-Mena, M., Arnau-Rosalén, E., Calvo-Cases, A., Castilo, V. y Albaladejo, J. 2006. Measuring soil erosion by field plots: understanding the source of variation. *Earth Sci. Rev.* 78, 267-285.

- Bonari, E., Mazzoncini, M. y Caliendo, A. 1994. Cropping and farming systems in Mediterranean areas. Proc. 3rd European Society of Agronomy Congress. Abano-Padova, pp. 636-644.
- Bonneau, M. y Souchier, B. 1987. Edafología. Constituyentes y propiedades del suelo. Versión española traducida de Pédologie, 2. Constitutivans et propriétés du sol. Masson S.A. Barcelona.
- Boone, F. R., Slager, S., Mieema, R. y Eleveld, R. 1976. Some influences of zero tillage on the structure and stability of a fine textured river levee soil. *Neth. J. Agric. Sci.* 24, 105-119.
- Boughton, W. C. 1989. A review of the USDA-SCS Curve Number Method. *Australian J. Soil Res.* 27, 511-523.
- Boulaine, J. 1981. La agrología. Oikos-Tav. Barcelona.
- Box, J.E., Jr. 1981. The effects on surface slaty fragments on soil erosion by water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 111-116.
- Box, J.E., Jr. y Meyer, L.D. 1984. Adjustment of the Universal Soil Loss Equation for cropland soils containing coarse fragments. En: *Erosion and Productivity of Soils Containing Rock Fragments*. Spec. Publ. N° 13, Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, pp 23-90.
- Bradford, J. M., Ferris, J. E. y Remley, P. A. 1987. Interrill soil erosion processes: I. effect of surface sealing on infiltration, runoff and soil splash detachment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1566-1578.
- Brakensiek, D. L., Rawls, W. J. y Stephenson, G. R. 1986. Determining the saturated hydraulic conductivity of a soil containing rock fragments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 834-835.
- Brandt, C. J., y J. B. Thornes, 1987: *Erosional energetics. Energetics of Physical Environment—Energetic Approaches to Physical Geography*, K. J. Gregory, Ed., John Wiley and Sons, pp. 51-87.
- Bravo, C. A., Giráldez, J.V., González, P., Ordóñez y Perea, F. 2007. Long term influence of conservation tillage on chemical properties of surface horizon and legume crops yield in a vertisol of southern Spain. *Soil Sci.* 172(2), 141-148.
- Bronick, C. K. y Lal, R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124 (1-2), 3-22.
- Bryan, R. B. 1991. Surface wash. En: Slaymaker, O. (Ed.) *Field experiments and measurement programs in geomorphology*. Barkema, pp. 107-167.
- Buján, E., Barral, M. T., Iglesias, M. L., Rey, M. y Velasco, M. 2005. Comparación de la estabilidad estructural de suelos de prado y cultivo. En: Jiménez Ballesta, R. y Álvarez González, A. M. (Coord.), *Actas del Simposio Nacional sobre Control de la Degradación de Suelos*. Madrid, vol. 1, pp. 57-60.
- Bullock, P. y Murphy, C. P. 1980. Towards the quantification of soil structure. *J. Microscopy* 3(120): 317-328.
- Bulluck, L.R., Brosius, M., Evanylo, G.K. y Ristaino, J.B. 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties of organic and conventional farms. *Appl. Soil Ecol.* 19, 147-160.
- Calvo, A., A. Harvey, J. Payá y R.W. Alexander. 1992. Response of badlands surfaces in south east Spain to simulated rainfall. *Cuaternario y Geomorfología* 5, 3-14.
- Calvo, A. Boix, C. e Imenson, A.C. 2003. Runoff generation, sediment movement and soil water behaviour on calcareous (limestone) slopes of some Mediterranean environments in Southeast Spain. *Geomorphology* 50, 269 – 291.
- Camarasa Belmonte, A. 1993. La estructura interna de las tormentas. *Cuadernos de geografía.* 54, 169-188.

- Cammeraat, L.H., 2002. A review of two strongly contrasting geomorphological systems within the context of scale. *Earth Surface Processes and Landforms* 27, 1201–1222.
- Cammeraat, E.L.H., 2004. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in Southeast Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 317–332.
- Cammeraat, L. e Imeson, A. 1999. The evolution and significance of soil-vegetation patterns following land abandonment and fire in Spain. *Catena* 37, 1-2
- Campbell, D. J. y O'Sullivan, M. F. 1991. The cone penetrometer in relation to trafficability compaction and tillage. En: Smith, K. A. y Mullins, C. E. (Ed.) *Soil analysis. Physical methods*. Marcel Dekker, Inc., pp. 399-499.
- Cannell, R. Q. y Hawes, J. D. 1994. Trends in tillage practices in relation to sustainable crop production with special reference to temperate climates. *Soil Till. Res.* 30, 245-282.
- Cantero-Martínez, C. 2000. Influencia del sistema de laboreo y del barbecho sobre la dinámica del agua en el suelo y el crecimiento del sistema radicular en condiciones del secano semiárido. Tesis Doctoral. Escola Técnica Superior d'Enginyeria Agraria. Universitat de Lleida.
- Cantero-Martínez, C., Lampurlanés, J. y Viladrosa, J.M. 1994. En: *Conservar el suelo*. Monsanto España, pp. 14-15.
- Cantero-Martínez, C., Viladrosa, J.M. y Lloveras, J. 1995. Laboreo de conservación en cultivos herbáceos extensivos en Cataluña. *Vida Rural* 19-20, 36-43.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., Domingo, F., Lázaro, R., Puigdefàbregas, J., 2001. Análisis de los regímenes de humedad del suelo en el Sub-Desierto de Tabernas y su influencia en la escorrentía. En: Pulido, A., Pulido, P.A. y Vallejos, A. (Eds.), *V Simposio sobre el agua en Andalucía*, vol I, pp. 185-199.
- Carpenedo, V. y Mielniczuck, J. 1990. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. *R. Bras. Ci. Solo.* 14, 99-105.
- Carson, C. A. y Kirkby, M. J. 1972. *Hillslope form and process*. Cambridge University Press. London.
- Carter, C. A., Greer, J. D., Braud, H. J. y Floyd, J. M. 1974. Raindrop characteristics in South Central United States. *Trans. ASAE* 17, 1033-1037.
- Carter, M. R. 1991. Evaluation of shallow tillage for spring cereal son a fine Sandy loam. 2. Soil physical, chemical and biological proprieties. *Soil Till. Res.* 21, 37-52.
- Carrasco Jiménez, J. A. 1998. Influencia de distintos sistemas de laboreo en las propiedades físico-químicas de un luvisol cálcico. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid.
- Castillo, V.M., Martínez Mena, M. y Albaladejo, J., 1997. Runoff and soil loss response to vegetation removal in semiarid environments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61(4), 1116-1121.
- Castillo, V.M., Gómez-Plaza, A. y Martínez Mena, M. y Albaladejo, J. 2000. Respuesta hidrológica en los medios semiáridos: las cuencas experimentales en la Sierra de Picarcho, Murcia. *Cuadernos de investigación geográfica* 26, 81 – 94.
- Castillo, V.M., Gómez-Plaza, A. y Martínez Mena, M. 2003. The role of antecedent soil water content in the runoff response of semiarid catchments: a simulation approach. *J. Hydrol.* 284, 114 – 130.
- Cea D'Ancona, M. A., Blanco Moreno, F., Álvarez, M. R., Arribas, A., Díaz, E. y Valles M. S. 2011. SPSS 10. Guía para el análisis de datos. Universidad Complutense de Madrid. En línea. <http://www.ucm.es/info/sociomyt/paginas/D_departamento/materiales/datos_multivariante.htm>.

- Ceballos Barbancho, A. 1998. Procesos hidrológicos en una pequeña cuenca hidrográfica bajo explotación de dehesa en Extremadura. Universidad de Extremadura. Servicio de Publicaciones. Cáceres.
- Ceballos, A. y Schnabel, S. 1998. Hydrillogical behavior of a small catcment in the dehesa land-use system (Extremadura, SW Spain). *J. Hydrol.* 210, 146-160.
- Centeri Cs. 2002. Az Általános Talajveszteség Becslési Egyenlet (USLE) K Tényezőjének Vizsgálata, doktori értekezés. Gödöllo, SzIE; 162.
- Centeri Cs. 2003. Determination of the K factor by rainfall simulation experiments. En: Book of Abstracts and Field Guide of the COST 623. Final Meeting and Conference, Budapest.
- Cerdà i Bolinches, A. 1995. Factores y variaciones espacio-temporales de la infiltración en los ecosistemas mediterráneos. *Geoforma*, Logroño. España.
- Cerdà, A. 1996. Seasonal variability of infiltration rates under contrasting slope condition in southeast Spain. *Geoderma* 69, 217-232.
- Cerdà, A. 1998a. Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena* 32, 73-86.
- Cerdà, A. 1998b. The influence of geomorphological position and vegetation cover on the erosional and hydrological processes on a Mediterranean hillslope. *Hydrol. Process.* 12, 661 – 671.
- Cerdà, A. 1999. Parent material and vegetation affect soil erosion in eastern Spain. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 362-368.
- Cerdà, A. 2001. Erosión hídrica del suelo en el Territorio Valenciano. El estado de la cuestión a través de la revisión bibliográfica. *Geoforma*. Logroño.
- Cerdà, A. 2006. Influencia de la longitud de la ladera sobre la pérdida por erosión hídrica de suelo y agua. Contribución de la estación experimental para el estudio de la erosión del suelo de El Teularet-Sierra de Enguera. En: Pérez Alberti, A. y López Bedolla, J. (Eds.) *Geomorfología y Territorio*, pp. 177-188.
- Cerdà, A. 2008. Prólogo. En: Cerdà, A. (Ed.), *Erosión y degradación del suelo agrícola en España*. Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de València, pp. 7-10.
- Cerdà, A. y Bodí, M. 2008. Erosión hídrica del suelo del territorio valenciano. En: Cerdà, A. (Ed.), *Erosión y degradación del suelo agrícola en España*. Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de València, pp. 51-81.
- Chenu, C. Le Bissonnais, Y. y Arrouays, D. 2000. Organic Matter Influence on Clay Wettability and Soil Aggregate Stability. *Soi Sci. Soc. Am. J.* 64 (4), 1479-1486.
- Chiner, V. y López, M.J., 1987. 30 años de climatología en el País Valenciano. *Cuadernos de geografía*, 42, 133-148.
- Chirino, E., Bellot, J., Bonet, A. y Andreu, J.M. 2003. Efectos de diferentes tipod de cubierta vegetal en el control de la erosión en clima semiárido. SE de España. *Edafología* 10 (3), 39 – 48.
- Clark, E.H. 1985. The off-site costs of soil erosion. *J. Soil Water Conserv.* 40 (1), 9–22.
- Clerici, C. y García Préchah, F. 2001. Aplicaciones del modelo USLE/RUSLE para estimar pérdidas de suelo por erosión en Uruguay y la región sur de la cuenca del Río de la Plata. *Agrociencia* 1, 92-103.
- Cochrane, H. R.; Aylmore, L. G. R. 1994. The effects of plant roots on soil structure. pp. 207-212.

- Cogo, N.P., Moldenhauer, W.C. y Foster, G.R. 1983. Effect of crop residue, tillage-induced roughness, and runoff velocity on size distribution of eroded soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47 (5), 1005-1008.
- Cogo, N.P., Moldenhauer, W.C. y Foster, G.R. 1984. Soil loss reductions from conservation tillage practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 383 – 373.
- Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural 2002. Evaluación de la medida de Retirada Obligatoria de Tierras en Europa. <http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/gel/sum_es.pdf>
- Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural 2005. Evaluación de las Medidas Agroambientales. Resumen ejecutivo. Oréade-Brèche Environment & Developpment. <http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/measures/ex_sum_es.pdf>
- Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural 2008. Evaluación de la medida de Retirada de Tierras de la producción de 2000 a 2006. Areté Research & Consulting in Economics y Dipartimento di Economia ed Ingegneria Agrarie de la Università di Bologna. <http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/setaside/exsum_es.pdf> (consultado en diciembre de 2012).
- Compés López, R. y García Álvarez-Coque, J. M. 2009. La reforma de la PAC y la agricultura española: alternativas y oportunidades para España. Observatorio de Política Exterior Española. Fundación Alternativas (en línea). <<http://www.falternativas.org/opex/documentos/documentos-de-trabajo/la-reforma-de-la-pac-y-la-agricultura-espanola-alternativas-y-oportunidades-para-espana>>. Consultado en diciembre de 2012.
- Conesa, A. P., Fardeau, J. C. y Simon Sylvestre, M. G. 1987. Fósforo y Azufre. En: Bonneau, M. y Souchier, B. (Eds.) Edafología. Constituyentes y propiedades del suelo. Masson, pp. 397-409.
- Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Capacidad de uso y erosión de los suelos en el valle central del río Guadalquivir <<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/porta/web/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9e205510e1ca?vgnextoid=91718ab30f767010VgnVCM1000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=2896a7aaaf4f4310VgnVCM2000000624e50aRCRD>>. (consultado en diciembre de 2012).
- Coppus, R. e Imeson, A. 2002. Extreme events controlling erosion and sediment transport in a semi-arid sub-Andean valley. *Earth Sur. Proc. Land.* 27(13), 1365-1375.
- CORINE, 1992. CORINE soil erosion risk and important land resources. Commision of the European Communities, Brussels.
- Countinho, M.A. Tomas, P.P., 1994. Comparison of Fournier with Wischmeier rainfall erosivity indices. In: Rickson, R.J. (Ed.). *Conservation Soil Resources, European Perspectives*. CAB International, Wallingford.
- Cuadros, S., Martínez Raya, A. y Francia, J.R. 1993. Cultivos frutales de secano en fuertes pendientes: aspectos erosivos. Congreso Forestal Español. Lourinzán, 1993. Ponencias y Comunicaciones. Tomo III, pp. 39 – 44.
- Culley, J. L. B., Larson, W. E., Almarras, R. y Randall, G. W. 1987. Physical properties of a typic haplaquol under conventional and no-tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1587-1592.
- Da Cunha, J. 1994. Incidencia del empleo de diferentes sistemas de laboreo sobre la evolución de algunas propiedades de interés agronómico en un Haploxeralf de la finca “El Encín” (Comunidad de Madrid). Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid.
- Dalal, R. C. 1989. Long term effect of no-tillage, crop residue and nitrogen application on properties of a vertisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 1511-1515.

- De Alba, S. 1997. Metodología para el estudio de la erosión en parcelas experimentales: relaciones erosión-desertificación a escala de detalle. En: Ibáñez, J.J., Garcés Valero, B.L., Y Machado, C. (Eds.), El paisaje Mediterráneo a través del espacio y el tiempo. Implicaciones en la desertificación. Geoforma Ediciones. Logroño, pp 259-293.
- De Alba S., 1998. Procesos de degradación del suelo por erosión en ecosistemas agrícolas de condiciones ambientales mediterráneas de la región central de España. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- De Alba, S. 2002. Erosión hídrica en campos de agricultura extensiva. Cuad. Soc. Esp. Cien. For. 13, 189-190.
- De Alba S., Benito, G. y Pérez González, A., 1998. Erosión de suelo en episodios de lluvia de elevada intensidad versus episodios de moderada y baja intensidad y elevada frecuencia en ambientes semiáridos. En: Gómez Ortiz, A. y Salvador Franch, F. (Eds.), Investigaciones recientes de la Geomorfología española. Sociedad Española de Geomorfología, pp. 483 – 492.
- De Alba, S., Alcázar, M., Lacasta, C. y Benito, G. 2009. Water Erosion on Agricultural Lands in a Mediterranean Semiarid Climate in Central Spain. En: Faz Cano, A., Mermut, A. R., Arocena, J. M. y Ortiz, R. (Eds.) Land Degradation and Rehabilitation. Dryland Ecosystems. Catena Verlag, Advances in GeoEcology, 40: 27-36.
- De Alba Alonso, S., Alcázar Torralba, M., Cermeño Martín, F. I. y Barbero Abolafio, F. 2011. En: Meco Murillo, R., Lacasta Dutoit, R. y Moreno Valencia, M.M. (Coord.) Agricultura ecológica en secano. Soluciones sostenibles en ambientes mediterráneos. Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino, Junta de Comunidades de Castilla la Mancha, Sociedad Española de Agricultura Española y Ediciones Mundi-Prensa, pp. 13-38.
- De la Horra Ruíz, J. L. 1992. Aspectos biogeográficos en relación con la problemática agraria de la comarca de Torrijos (Toledo). Facultad de Geografía e Historia. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- De Luís, M., González-Hidalgo, J.C. y Sánchez, J.R. 1996. Análisis de la distribución especial de la concentración diaria de precipitaciones en el territorio de la Comunidad Valenciana. Cuadernos de geografía 59, 47-62.
- De Luís, M., González-Hidalgo, J.C., Raventós, J., Sánchez, J.R. y Cortina, J. 1997. Distribución espacial de la concentración y agresividad de la lluvia en el territorio de la Comunidad Valenciana. Cuaternario y Geomorfología 11 (3-4), 33-44.
- De Luís, M., González-Hidalgo, J.C. y Longares, A.L. 2010. Is rainfall erosivity increasing in the Mediterranean Iberian Peninsula?. Land. Degrad. Develop. 21, 139-144.
- De Ploey, J., 1989. Erosional systems: a perspectives for erosion control in European löss areas. Soil Technol. Ser. 1, 93-102.
- De Ploey, J. y Poessen, J. 1985. Aggregate stability, runoff generation and interrill erosion. En: Richards, R.R. Arnett, S. y Ellis, K. S. (Eds.), Geomorphology and Soils. Allen and Unwin, Londres, pp. 99-120.
- De Ploey, J., y Gabriels, D. 1984. Medición de la pérdida de suelo y estudios experimentales. En: Kirkby, M. J. y Morgan, R. P. C. (Eds.). Erosión de suelos. Limusa, pp. 89-140.
- De Ploey, J., Kirby, M. J., y Ahnert, F. 1991. Hillslope erosion by rainstorms: a magnitude-frequency analysis. Earth Surf. Processes 1, 151-161.
- De Salas Regalado, L. 2004. *Regionalización de leyes IDF para el uso de modelos hidrometeorológicos de estimación de caudales*. Tesis Doctoral, E.T.S.I. Montes. Universidad Politécnica de Madrid.

- De Roo, A.D.P.J., 1996. LISEM: A physically-based hydrological and soil erosion model incorporated in a GIS. IAHS-AISH Publication 235, 395–403.
- De Vente, J., Poesen, J., 2005. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale. Scale issues and semiquantitative models. *Earth-Science Reviews* 71, 95–125.
- Desir, G., Sirvent, J. Gutierrez, M. y Sancho, C. 1995. Sediment yield from gypsiferous degraded areas in the Middle Ebro Basin (NE, Spain). *Phys. Chem. Earth* 20, 285 – 93.
- Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A. y Hongwen, L. 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *Int. J. Agric. & Biol. Eng.* 3(1), 1-25.
- Dexter, A. R. 1977. Effect of rainfall on the surface micro-relief of tilled soil. *J. of Terramech* 14 (1), 11-22.
- Dexter, A. R. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil Till. Res.* 11, 199-238.
- Díaz-Fierros, F. y Rubio, J. L. 1992. Metodologías de estudio de los procesos de erosión hídrica del suelo en España. Cuadernos da area de Ciencias Agrarias 12. Publicacións do Seminario de Estudos Galegos.
- Diehl, R. y Mateo Box. J. M. 1978. *Fitotécnica general*. Ediciones Mundi-Prensa.
- Diodato, N., 2004. Local models for rainstorm-induced hazard analysis on Mediterranean river-torrential geomorphological systems. *Nat. Hazard Earth Sys.* 4, 389 – 397.
- Diodato, N., 2004. Estimating RUSLE's rainfall factor in the part of Italy with a Mediterranean rainfall regime. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 8(1), 103–107.
- Dirección General del Instituto Nacional de Meteorología. Ministerio de Medio Ambiente. 1998. Las precipitaciones máximas en 24 horas y sus periodos de retorno en España.
- Dorado, J. 1995. Influencia de los sistemas de manejo del suelo en la productividad y flora arvense presente en el cultivo tipo en ambientes semiáridos de la submeseta Sur. E. T. S. Ingenieros Agrónomos. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.
- Doran, J.W., Sarrantino, M., Liebig, M.A., 1996. Soil health and sustainability. *Adv. Agronomy* 56, 1-54.
- Douglas, J. T. y Goss, M. J. 1982. Stability and organic matter content of surface soil aggregates under different methods of cultivation in grassland. *Soil Till. Res.* 2, 155-175.
- Duchafour, P. 1987. *Manual de Edafología*. Masson.
- Dunne, T. y Black, R. D. 1970. Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. *Water Resour. Res.* 6(5), 1296-1310.
- Dunne, T. y Dietrich, W. E. 1980a. Experimental investigation of Horton overland flow on tropical hillslopes. *Z. Geomorph. N. F. Suppl.* 35, 60-80.
- Dunne, T. y Dietrich, W. E. 1980b. Experimental study of Horton overland flow on tropical hillslopes. 1. Soil Conditions, infiltration and frequency of runoff. *Z. Geomorph. N. F. Suppl.* 35, 40-59.
- Dunne, T. y Leopold, L.B. 1978. *Water in environmental planning*. Freeman and Company.
- Dunne, T., Zhang, W. y Aubry, B. 1991. Effects of rainfall vegetation, and microtopography on infiltration and runoff. *Water Resour. Res.* 27, 2271-2285.
- Durán Zuazo, V.H., Francia Martínez, J.R., Rodríguez Pleguezuelo, C. R., Martínez Raya, A. y Cárcelos Rodríguez, C. 2006. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers in a mountainous area (SE Spain): implications for sustainable agriculture. *Earth Env. Sci.* 26 (4), 309 – 319.

- Édmond Quenum, L. 2010. Comparación entre la producción ecológica e integrada de hortalizas en base a parámetros del cultivo y del suelo. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia.
- Ehlerss, W., Kosla, B. K., Köpke, U., Stülpnagel, R., Böhm, W. y Baeumer, K. 1980. Tillage effects on root development water take and growth of oats. *Soil Till. Res.* 1, 19-34.
- Ellison, W. D. 1944. Studies of raindrop erosion. *Agricultural Engineering* 25, 131-182.
- Ellison, W. D. 1947. Soil erosion studies. Soil detachment hazard by raindrop impact. *Agr. Eng.* 28, 197-201.
- Elwell, H.A. y Stocking, M.A. 1976. Vegetal cover to stimete soil erosion hazard en Rhodesia. *Geoderma*, 15, 61 – 70.
- Etoh, T., Murota, A. Nakanishi, M. 1987. SQRT-Exponential Type Distribution of Maximum, Hydrologic Frequency Modelling. En: Shing, V. P. (Ed.), *Proceedings of the International Symposium on Flood Frequency and Risk Analyses*, 14-17 May 1986, Lousiana State University. Reidel Pub. Com. U.S.A., pp. 253-264.
- European Enviroment Agency (EEA), 2003. Europe's Environment: the Third Assessment. Environmental assessment report N° 10. Copenhagen. <http://reports.eea.europa.eu/environmental_assessment_report_2003_10/en> (consultado en diciembre de 2012).
- European Enviroment Agency (EEA), 2005. European environment. Statment and Outlook 2005. Copenhagen. <http://www.eea.europa.eu/publications/state_of_environment_report_2005_1> (consultado en diciembre de 2012).
- Evans, R. 1984. Mecanismos de la erosión hídrica y sus controles espaciales y temporales: un punto de vista empírico. En: Kirby, M.J., y Morgan, R.C.P. (Eds.), *Erosión de suelos*. Limusa (Méjico), pp. 141 – 163.
- Evans, R. 1993. Extent, frequency and rates of rilling of arable land in localities in England and Wales. En: Wicherek, S. (Ed.) *Farm land erosion in temperate plains environment and hills*. Elsevier, pp. 177-190.
- Faeth, P. y Crosson, P. 1994. Building the case for sustainable agriculture. *Enviriment* 36(1), 16-20.
- FAO, 1983. Mantengamos viva la Tierra: causas y remedios de la erosión del suelo. FAO. Roma.
- FAO, 1988. Sistemas de labranza para la conservación del suelo y del agua. FAO. Roma.
- FAO, 1989. Leyenda del Mapa Mundial de Suelos de la FAO-UNESCO (versión en castellano de: FAO, 1988. FAO-UNESCO. *Soil Map of the World: revised leyend*. FAO World Soil Resources Reports n° 60. Rome). Soc. Esp. Ciencia del Suelo. Santiago de Compostela.
- FAO. Sitio web de Agricultura de Conservación. <<http://www.fao.org/ag/ca/es/index.html>>.
- Fenton, T. E., Brown, J. R. y Mausbach, M. J. 1999. Effects of long-term cropping on orfanic matter content of soils: implications for soil quality. En: Lal, R. (Ed.), *Soil quality and soil erosion*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 95-124.
- Fernández Bolaños, P. 1971. Un ensayo de sistemas de laboreo. *Agricultura* 467, 149-150.
- Fernández Quintanilla 1997. En: García Torres, L. y González Fernández, P. (Eds.) *Agricultura de Conservación. Fundamentos agronómicos, medioambientales y económicos*. SELC/SV. Córdoba, pp. 1-12.

- Figueredo, T., Poesen, J. y Goncalves Ferreira, A. 1998. The relative importance of low frequency erosion events: results from erosion plots under vineyards in the Douro region, Northeast-Portugal Proceedings of the 16th World Congress of Soil Science. Symposium nº 31. 20-28 /08/98. Montpellier. Francia.
- Finker, F. C., Gilley, J. E. y Varbel. G. E. 1986. Runoff an erosion as affected by sorghum and soybean residue. ASAE Summer Meeting, San Luis Obispo.
- Fitzjohn, C., Ternan, J.L. y Williams, A.G., 1998. Soil moisture variability in a semi-arid gully catchment: implications for runoff and erosion control. *Catena* 32, 55 – 70.
- Follet, R. F. y Peterson, G. A. 1988. Surface soil nutrient distribution as affected by wheat-fallow tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 141-147.
- Fortun, A. 1988. Estudio del efecto de la materia orgánica humificada en la formación y estabilización de los agregados del suelo. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid.
- Foster, G.R., McCool, D.K., Renard, K.G. y Moldenhauer, W.C., 1981. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. *J. Soil Water Conserv.* November-December, pp. 355-359.
- Foster, G. R., Johnson, C. B. y Moldenhauer, W. C. 1982. Hydraulic failure of unanchored cornstalk and wheat straw mulches for erosion control. *Trans. ASAE* 25, 940-947.
- Francia Martínez, J.R., Durán Zuazo, V. H. y Martínez Raya, A. 2006. Enviromental impact from montanious olive orchards under different soil management systems (SE Spain). *Sci. Total Environ.* 358, 46 – 60.
- Francis, G. S. y Knight, T. L. 1993. Long-term effects of conventional and no-tillage on selected soil properties and crop yields in Canterbury, New Zealand. *Soil Till. Res.* 26(1), 193-210.
- Francis, C.F., Thornes, J.B., Romero Díaz, A., López Bermúdez, f. y Fisher, G.C. 1986. Topographic control of soil moisture, vegetation cover and land degradation in a moisture stressed Mediterranean environment. *Catena* 13, 211 – 225.
- Francis, C.F., y Thornes, J.B. 1990. Matorral: erosion and reclamation. En: Albaladejo, J., Stocking, M. A. y Díaz, E. (Eds.), *Degradación y regeneración del suelo en condiciones Mediterráneas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Murcia, pp. 86 – 115.
- Francis, C.F. y J.B. Thornes. 1990b. Runoff hydrographs from three mediterranean vegetation cover types. En: Thornes, J. (Ed.) *Vegetation and erosion: processes and environments*. John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 363-384.
- Franzluebers, A. J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 66, 95-106.
- Frías, V. y González, J.P., 1971. El desherbaje químico del olivar I Symposium Nacuional de Herbicidas, Madrid.
- Friedrich, T. y Kassam, A. H. 2009. Adoption of Conservation Agriculture technologies: constraints and opportunities. En: ICAR (Eds.), *Proc. IV World Congress on Conservation Agriculture*, New Delhi, India.
- Fu, B.J., Zhao, W.W., Chen, L.D., Zhang, Q.J., Lü, Y.H., Gulinck, H., Poesen, J., 2005. Assessment of soil erosion at largewatershed scale using RUSLE and GIS: a case study in the loess plateau of China. *Land Degrad. Dev.* 16, 73–85.

- Gabriels, D., 1992. Rainfall erosivity for European Mediterranean countries. En: Seminario sobre erosión y desertificación en condiciones mediterráneas. UIMP, Valencia.
- Gabriels, D., Ghekiere, G., Schiettecatte, W. y Rottiers, I. 2003. Assessment of USLE cover-management C-factors for 40 crop rotation systems on arable farms in the Kemmelbeek watershed, Belgium. *Soil Till. Res.* 74 (1), 47-53.
- Gallardo Díaz, J., Ortega Martos, A. y Rodríguez Rastrero, M. 1990. Erosión en suelos agrícolas, ganaderos y forestales. En: De Alba, S., Romea, J., Orueta, D. y Mondéjar, J. (Eds.), *Hombre y Medio Ambiente*. Ayuntamiento de Alcobendas.
- Gallart, F., Llorens, P., y Latron, J. 1994. Studying the role of old agricultural terraces on runoff generation in a small Mediterranean mountainous basin. *J. Hydrol.*, 159, 291-304.
- García Calleja, A., González Sánchez Diezma, J.M., 1981. Ensayos de siembra directa en cereales. Comunicaciones del SDCE e IF. Estudios y experiencias. N°49/82.
- García Calleja, A. y Sánchez-Diezma, J.M. 1985. Siembra Directa: 5 años de ensayo en Castilla León. II Jornadas Técnicas sobre cereales de invierno. Pamplona.
- García Calleja, A., González Sánchez Diezma, J.M. y Zamácola Garrido, F. 1986. I Simposium sobre Mínimo Laboreo en cultivos herbáceos. Ponencias y comunicaciones. Madrid, pp. 160-169.
- García-Fayós, P. 2004. Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. En: *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S. A., Madrid, pp. 309 – 334.
- García Nájera, J. M. 1955. El bosque, el agua y la conservación del suelo. Principios racionales de la influencia del monte en la escorrentía superficial. *Montes* 63, 203-205.
- García Reparaz, F. 1971. Técnicas -de no laboreo en olivar con paraquat. I Simposium Nacional de Herbicidas, Madrid, pp. 170-173.
- García Ruiz, J.M. 1999. La producción científica de la geomorfología española y su impacto, a través de las publicaciones periódicas. CSIC-SEG. Zaragoza.
- García Ruiz, J.M., Lasanta, T., Ortigosa, L.M., Ruiz Flaño, P., Martí, C., y González, C. 1995. Sediment yield under different land uses in the Spanish Pyrenees. *Mountain Research and Development*, 15 (3), 229 – 240.
- García Ruiz, J. M., López Bermúdez, F. y Romero Díaz, A. 2000. Geomorfología de vertientes y proceso de erosión. En: Gómez Ortiz, A. y Pérez González, A. (Eds.), *Evolución reciente de la geomorfología española*. Servei de Gestió i Evolució del Paisatge (UB). Logroño, pp. 223-252.
- García Ruiz, J.M., Arnáez, J., Beguería, S., Seger, M., Martí Bono, C., Regués, D., Lana-Renault, N. y White, S. 2005. Runoff generation in an intensively disturbed, abandoned farmland catchment, Central Spanish Pyrenees. *Catena* 59, 79-92.
- García Ruiz, J.M., Regués, D., Alvera, B., Lana-Renault, N., Serrato Muela, P., Nadal Romero, E., Navas, A., Latron, J., Martí Bono, C. y Arnáez, J. 2008. Flood generation and sediment transport in experimental catchments affected by land use changes in the Central Pyrenees. *J. Hydrol.* 356, 245 – 260.
- García Ruiz, J.M. y López Bermúdez, F. 2009. La erosión del suelo en España. *Sociedad Española de Geomorfología*.
- Geib, H. V. 1933. A new type of installation for measuring soil and water losses from control plates. *J. Am Soc. Agron.* 25, 429-440.

- Gerlach, T. 1967. Hillslope troughs for measuring sediment movement. *Revue de Géomorphologie Dynamique* 17 (4), 173-174.
- Gil Olcina, A. 1989. Causas climáticas de las riadas. En: *Avenidas fluviales e inundaciones de la cuenca mediterránea*. Instituto Universitario de Geografía, Universidad de Alicante y Caja de Ahorros del Mediterráneo, pp. 15-30.
- Gimeno-García, E., Andreu, V. y Rubio, J.L. 2007. Influence of vegetation recovery on water erosion at short at medium-term after experimental fires in a Mediterranean shrub land. *Catena* 69, 150 – 160.
- Giovannini, G., Vallejo, R., Luchessi, S., Bautista, S., Ciompi, S. y Llovet, J. 2001. Effects of land use and eventual fire on soil erodibility in dry Mediterranean conditions. *Forest Ecol. Manag.* 147, 15-23.
- Giraldez, V., Fereres, E., García, M., Gil, J., Gonzalez y Agüera, J. 1985. II Jornadas técnicas sobre cereal de invierno. Pamplona.
- Giráldez, J.V.; González, P.; Fereres, E.; Agüera, J.; García, M.; Gil, J.; Insúa, F.; López, J.; Martín, I.; Puig, M.; Sanz, J. 1986. Aprovechamiento del agua del suelo en diferentes sistemas de laboreo. Cinco años de experiencia en el Valle del Guadalquivir. I Simposium sobre Mínimo Laboreo en cultivos herbáceos. Ponencias y comunicaciones. Madrid, pp 11-31.
- Giráldez, J.V.; González, P., Ordóñez, R. y Haro, J. M. 1995 Nutrient enrichment and straw evolution under reduced tillage in heavy clay soils of southern Spain. En: Tebrügge, F. y Böhrnsen, A. (Eds.), *Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West-European countries*. Actas de la II Reunión 15-17 Mayo Silsoe. Giessen, pp.69-80.
- Godwin, R. J. 1990. *Agricultural engineering in development: tillage for crop production in areas of low rainfall*. FAO, Roma.
- Goldman, S. J., Jackson, J. y Bursztynsky, T. A. 1986. *Erosion and sediment control handbook*. John Wiley & Sons.
- Gómez, J.A., 2008. Erosión en el olivar andaluz. En: Cerdà, A. (Ed.), *Erosión y degradación del suelo agrícola en España*. Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universidad de Valencia, pp. 183 – 208.
- Gómez, J.A., Sobrinho, T. A., Giráldez, J. V., y Fereres, E. 2009. Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. *Soil. Till. Res.* 102, 5 – 13.
- Gómez Orea, D. 1990. Laboreo de conservación y medio ambiente. *Agricultura*, 59, 92-94.
- Gómez Plaza, A. 2000. Variabilidad espacio-temporal del contenido de humedad del suelo en una zona mediterránea semiárida. Efectos de las condiciones antecedentes en la respuesta hidrológica. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.
- Gómez, J.A., Nearing, M.A., 2005. Runoff and sediment losses from rough and smooth soil surfaces in a laboratory experiment. *Catena* 59, 253– 266.
- Gómez de Barreda, D. 1981. La escarda química en agrios. Cuadernos INIA 10.
- González del Tánago, M., Cañadas, N., Blanco, R. y Ternan, L. 1994. Erosión bajo diferentes cubiertas vegetales en un suelo de rañas de Guadalajara. En: Arnáez, J., García-Ruiz, J. M. y Gómez-Villar, A. (Eds.). *Geomorfología en España*, pp. 227-237.
- González Hidalgo, J. C. 1996. Los índices de agresividad de la lluvia y su aplicación en la valoración de la erosión del suelo. Cuadernos de la SEG, nº 10. Geoforma Ediciones. Logroño.

- González Hidalgo, J.C., Echeverría, M. T., Vicente, M. A. y Domínguez, G. 1995. Aproximación al efecto de la longitud de la parcela y pendiente en la producción de flujo superficial y sedimento en microparcels del bajo Valle del Huerva. *Cuaternario y Geomorfología* 9, 40-51.
- González Hidalgo, J.C., Raventós, J. y Echeverría, M.T. 1997. Comparison of sediment ratio curves for plants with different architectures. *Catena* 29, 333 – 340.
- González Hidalgo, J.C., De Luis Arrillaga, M., y Peña Monné, J.L., 2005. Los eventos extremos de precipitación, la variabilidad del clima y la erosión del suelo. Reflexiones ante el cambio del clima en los sistemas mediterráneos. *Revista Cuaternario y Geomorfología* 19 (1-2), 49-62.
- González-Hidalgo, J.C., Peña Monné, J.L. y De Luis Arrillaga, M., 2007. A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. *Catena* 71, 193 – 199.
- González-Hidalgo, J.C., de Luis, M., Batalla, R.J. 2009. Effects of the largest daily events on total soil erosion by rainwater. An analysis of the USLE database. *Earth Surf. Proc. Land.* 34, 2070-2077.
- González Fernández, P. y Giráldez Cervera, J. 1994. En: *Conservar el suelo*. Monsanto España, pp. 12-13.
- González Fernández, P. 1997. Efectos del laboreo sobre la materia orgánica y las propiedades químicas del suelo. En: García Torres, L. y González Fernández, P. (Eds.), *Agricultura de Conservación: fundamentos agronómicos, medioambientales y económicos*. Asociación Española de Laboreo de Conservación/Suelos Vivos, pp. 41-48.
- González Sánchez, E.J., Veroz González, O., Gil Ribes, J.A., Ordóñez Fernández, R. y Fernández Quintanilla, C. 2010. En: González Sánchez, E.J., Ordóñez Fernández, R. y Gil Ribes (coord.), *Agricultura de conservación. Aspectos agronómicos y ambientales*. Eumedica. Madrid.
- González Rodríguez, 2001. Estudio de caracteres fenológicos, agronómicos, morfológicos y fisiológicos en relación con la tolerancia al estrés hídrico de la cebada. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Complutense de Madrid.
- Govers, G. 1991. A field study on topographical and topsoil effects on runoff generation. *Catena* 18, 91-111.
- Green, R. T., Ahuja, L.R., Benjamin, J.G., 2003. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. *Geoderma* 116, 3-27.
- Greenland, D. J. 1971. Interactions between humic and fulvic acids and clays. *Soil Sci.* 111, 34-41.
- Greenland, D. J. y Hayes, M. H. B. 1978. *Soils and soil Chemistry in: the chemistry of soil constituents*. Wiley. Chichester & New York.
- Greenland, D. J. 1981. Soil management and soil degradation. *J. Soil Sci.* 32, 301-322.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M., Ellert, B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74, 367-385.
- Gregorich, E. G. y Carter, M. R. 1997. *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Elsevier. Amsterdam.
- Gregory, K. J. y Walling, D. E. 1973. *Drainage basin form and processes*. Arnold. London.
- Guerra Delgado, A. 1968. Mapa de suelos de España a escala 1:1.000.000. Instituto Nacional de Edafología y Agrobiología “Jose María Alvareda”, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.

- Guerri, J. 1987. L'analyse de la porosité: application à l'étude du compactage des sols. En: Monier, G. y Goss, M. J. (Eds.) Proceedings of the workshop on Soil compaction. Soil compaction and regeneration, pp. 1-14.
- Gunn, R. y Kinzer, G.D. 1949. The terminal velocity of fall for water droplets in stagnant air. *Journal of Meteorology* 6: 243-248.
- Gupta, S. C., Lowery, B., Moncrief, J. F. y Larson, W. E. 1991. Modeling tillage effects on soil physical properties. *Soil Till. Res.* 20, 293-318.
- Gyssels, G., J. Poesen, E. Bochet y Y. Li. 2004. Impact of plant roots on the resistance of soil to erosion by water. A review. *Progress in Physical Geography*.
- Hamblin, A. P. 1984. The effect of tillage on soil surface properties and the water balance of a Xeralfic Alfisol. *Soil Till. Res.* 4, 543-559.
- Hamblin, A. P. 1985. The influence of soil structure on water movement, crop root growth, and water uptake. *Adv. Agron.* 38, 95-158.
- Hammad, A.A., Lundekvam, H., Børresen, T., 2004. Adaptation of RUSLE in the Eastern Part of the Mediterranean Region. *Environ. Manage.* 34(6), 829-841.
- Hargrove, W. L. 1985. Influence of tillage on nutrient uptake and yield of corn. *Agron. J.* 77, 763-768.
- Heenan, D. P., Chan, K. Y. y Kanight, P. G. 2004. Long-term impact of rotation, tillage and stubble management on the loss of soil organic carbon and nitrogen from a Chromic Luvisol. *Soil Till. Res.* 76, 59-68.
- Helming, H., Roth, C.H. H., Wolf, R. y Diestel, H. 1993. Characterization of rainfall – microrelief interactions with runoff using parameters derived from digital elevation models (DEMs). *Soil Technol.* 6, 273 – 286.
- Henin, S., Gras, R. y Monnier, G. 1972. El perfil cultural. El estado físico del suelo y sus consecuencias agronómicas. *Mundi-Prensa*, pp. 279-312.
- Hernández Martos, J.L., Sánchez Girón, V., Fernández Quintanilla, C. y Navarrete, L. 1985. II Jornadas técnicas sobre cereal de invierno. Pamplona.
- Hernández, J.L., Fernández Quintanilla, C., Sánchez Girón, V. y Navarrete, L. 1986. I Simposium sobre Mínimo Laboreo en cultivos herbáceos. Ponencias y comunicaciones. Madrid, pp. 147-157.
- Hernández Martos, J. L. 1990. Siembra directa: aspectos tecnológicos y económico. *Agricultura* 59, 56-67.
- Hernández Martos, J.L. y Sánchez Girón, V. 1994. En: *Conservar el suelo*. Monsanto España, pp. 16-17.
- Hernández, J. L., Girón, V. S. y Cerisola, C. 1995. Long-term energy use and economic evaluation of three tillage systems for cereal and legume production in central Spain. *Soil Till. Res.* 35(4), 183-198.
- Hernández, J.L., López, R., Navarrete, L. y Sánchez-Girón, V. 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil Till. Res.* 66 (2), 129-141.
- Hernández Martos, J.L. y Sánchez Girón, V. 2009. Efectos a largo plazo (1985 – 2005) de tres sistemas de laboreo en el balance de carbono orgánico del suelo, para una rotación cereal-leguminosa, en condiciones semiáridas de la Meseta Central de España. <<http://www.terralia.com/index.php?revista=72&articulo=556>>.
- Hesse, P. R. 1971. A text book of soil chemical analysis. John Murray. London.
- Hewlett, J.D. 1961. Soil moisture as a source of base flow from steep mountain watersheds. United States Department of Agriculture.

- Hill, R.L., 1990. Long-term conventional and no-tillage effects on selected soil physical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 161-166.
- Hino, M., Odaka, K. Nadaoka, K. y Sato, A. 1988. Effect of initial soil moisture content on the vertical infiltration process-a guide to the problem of runoff-ratio and loss. *J. Hydrol.* 102, 267-284.
- Hontoria, C., Benito, M., Santos, L. y Moliner, A. 2005. Cambios en el contenido y calidad de la materia orgánica del suelo como consecuencia del abandono del cultivo del olivar. En Jiménez Ballesta, R. y Álvarez González, A. M. (Coord.), *Actas del Simposio Nacional sobre Control de la Degradación de Suelos*. Madrid, vol. 1, pp. 119-121.
- Horton, R. E. 1933. The role of infiltration in the hydrology cycle. *Trans. Am. Geophys. Union*, 446-460.
- Horton, R. E. 1940. An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity. *Proceedings of the Soil Science Society of America* 5, 399-417.
- Hu, Q., Gantzer, C. J., Jung, P., y Lee, B. 2000. Rainfall erosivity in the republic of Korea. *J. Soil Water Conserv.* 55 (2), 115-120.
- Hudson, N. W. 1957. The design of field experiments on soil erosion. *J. Agric. Eng. Res.* 2, 56-65.
- Hudson, N. W. 1965. The influence of rainfall in the mechanics of soil erosion. Msc Thesis. University of cape town.
- Hudson, N. W. 1971. *Soil Conservation*. Cornell Univ. Press. Ithaca.
- Hudson, N. W. 1973. *Soil Conservation*. Bt Batsford Ltd. London.
- Hudson, N. W. 1993. Field measurement of soil erosion and runoff. *FAO Soils Bulletin* n° 68.
- Hussein, M.H., 1998. Water erosion assessment and control in Northern Iraq. *Soil Till. Res.* 45, 161-173.
- ICONA, 1982. Mapa de fenómenos de erosión hídrica en España, escala 1:1.000.000. D.G. de Medio Ambiente, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- ICONA, 1987. Mapa de estados erosivos. Cuenca Hidrográfica del Tajo. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- ICONA, 1988. Agresividad de la lluvia en España. Valores del factor R de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- IGME (Instituto Geológico y Minero de España), 1971. Mapa Geológico de España Escala 1:200.000. Hoja n° 45. IGME. Madrid.
- IGME (Instituto Geológico y Minero de España), 2007. Mapa Geológico de España Escala 1:50.000. Hoja n° 603 Fuensalida. IGME. Madrid.
- Igwe, C.A., 2003. Erodibility of soils of the upper rainforest zone, southeastern Nigeria. *Land Degrad. Dev.* 14, 323-334.
- Imeson, A.C. 1984. An eco-geomorphological approach to the soil degradation and erosion problem. En: Fantechi, R. y Margaris, N.S. (Eds.) *Desertification in Europe*. D. Reidel publishing Co. Dordrecht, pp. 110-125.
- Imeson, A. C., 1990. Climate fluctuations and soil erosion under Mediterranean conditions. En: *Erosión del suelo en condiciones ambientales mediterráneas Seminarios y encuentros*. Universidad Internacional Menéndez Pelayo, Valencia, pp. 1-22.

- INM, 1999. Las precipitaciones máximas en 24 horas y sus periodos de retorno en España. Un estudio por regiones. Instituto Nacional de Meteorología. Madrid.
- Jackson, M. L. 1974. Análisis químicos de suelos. Omega. Barcelona.
- Jayawardena A. W., y Rezaur R.B., 2000b. Drop size distribution and kinetic energy load of rainstorms in Hong Kong. Hyd. Proc. 14, 1069-1082.
- Jetten, V., De Roo, A., Favis-Mortlock, D., 1999. Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. Catena 37(3-4), 521-541.
- Johnson, L.C. 1987. Soil loss tolerance: Fact or myth?. J. Soil Water Conserv. 42: 155-160.
- Johnson, C.B., Mannering, J.V. y Moldenhauer, W.C. 1979. Influence of surface roughness and clod size and stability on soil water losses. Soil Sci. Soc. Am. J. 43, 772 – 777.
- Johnson, C.W., y Blackbum. 1989. Factors contributing to sagebrush rangeland soil loss. Trans. Amer. Sot. Agr. Eng. 32:155-160.
- Kamphorst, E.C., Jetten, V., Guerif, J. Pitkänen, J., Iversen, B.V., Douglas, J.T. y Paz, A. 2000. Predicting depression storage from soil surface roughness. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 1479 – 1758.
- Karnieli, A. y Ben-Asher, J. 1993. A daily runoff simulation in semi-arid watersheds based on soil water deficit calculations. Journal of Hydrology, 149, 9-25.
- Kassam, A., Friedrich, T., Shaxson, F. y Pretty, J. 2009. Thre spread of Conservation Agriculture: justification, sustainability and uptake. Int. J. Agric. Sustain. 7 (4), 292-230.
- Kay, B. D. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. Adv. Soil Sci 12, 1-52.
- Kemper, W. D. y Rosenau, R. C. 1986. Aggregate stability and size distribution. En: Klute, A. (Ed.) Methods of soil analysis (part I). Am. Society Agronomy. Madison, W. I., pp. 425-442.
- Kepner, R.A., Bainer, R. and Barger, E.L. 1972. Chisel-type and multipowered tillage implements. In: Kepner, R.A.; Bainer, R.; Barger, E.L. (Eds.) Principles of machinery. 2 ed. The AVI Publishing Company.
- Kinsella, J. 1995. The effect of various tillage system in soil compaction. En: Farming for a better environment, A White Paper, Soil and Water Cons. Soc., Ankeny, Iowa, USA, pp. 15-17.
- Kirkby, M. J. 1978. 'Implications for sediment transport', in Kirkby, M. J. (Ed.), Hillslope Hydrology. Wiley, Chichester. pp. 325-363.
- Kirkby, M. J., Le Bissonais, Y., Coultard, T. J., Daroussin, J. y McMahon, M. D. 2000. The development of land quality indicators for soil degradation by water erosion. Agriculture Ecosystems and Environment 81, 125-136.
- Knapen, A., Poesen, J., De Baets, S., 2007. Seasonal variations in soil erosion resistance during concentrated flow for a loess-derived soil under two contrasting tillage practices. Soil Till. Res. 94, 425-440.
- Knisel, W. G. 1980. CREAMS: A field-scale model for chemicals runoff and erosion from agricultural management systems. Conservation Research Report 26. Washington D.C. USDA-Sci. and Educ. Admin.

- Kosmas, C., Danalatos, N., Cammeraat, L.H., Chabart, M., Diamantopoulus, J., Farand., R., Gutierrez, L., Jacob, A., Marques, H., Martínez-Fernández, J., Mizara, A., Moustakas, N., Nicolau, J.M., Oliveros, C., Pinna, G., Puddu, R., Puigdefábregas, J., Roxo, M., Simao, A., Stamou, G., Tomasi, N., Usai, D. y Vacca, A. 1997. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena* 29, 45-59.
- La Roca, N. 1984. La erosión por arroyada en una estación experimental (Requena, Valencia). *Cuadernos de Invest. Geog.* 10, 85-98.
- Labrador, J. 2001. La materia orgánica en los agrosistemas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Ediciones Mundi-Prensa.
- Labrador, J. 2008. Manual del suelo en los sistemas agrícolas de producción ecológica. Sociedad Española de Agricultura Ecológica. <<http://www.agroecologia.net/recursos/publicaciones/manuales-tecnicos/manual-suelos-jlabrador.pdf>> (consultado en diciembre de 2012).
- Lacasta Dutoit, C. 2005. Agricultura de conservación: evolución de las producciones y de parámetros químicos y bioquímicos, en sistemas de cereales del secano sometidos a diferentes manejos de cultivo. *Tierras de Castilla y León-Agricultura* 116, 48-65.
- Lacasta, C., Meco, R. y Maire, N. 2005. Evolución de las producciones y de los parámetros químicos y bioquímicos del suelo, en un agrosistema de cereales, sometidos a diferentes sistemas de manejo del suelo durante 21 años. Congreso Internacional sobre Agricultura de Conservación. 9-11 Noviembre, Córdoba, pp. 429-436.
- Lacasta Dutoit, C. y Meco Murillo, R. 2011. La rotación en cultivos herbáceos de secano. En: Meco Murillo, R., Lacasta Dutoit, R. y Moreno Valencia, M.M. (Coord.) *Agricultura ecológica en secano. Soluciones sostenibles en ambientes mediterráneos*. Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino, Junta de Comunidades de Castilla la Mancha, Sociedad Española de Agricultura Española y Ediciones Mundi-Prensa, pp. 107 – 152.
- Lado Liñares, M., 1999. Cuantificación de la rugosidad orientada y aleatoria mediante índices y su relación con la degradación del microrrelieve del suelo y el almacenamiento temporal de agua. Tesis doctoral. Universidade da Coruña.
- Laflen, J. M. 1983. Tillage and residue effect on erosion from cropland. En: DeCoursey, D. A. (Ed.), *Natural Resources Modelling Symposium*, U. S. Dep. Agric. Res. Serv., Pingree Park, Colorado, pp. 438-441.
- Lahmar, R. 2009. Adoption of conservation agriculture in Europe: lessons of the KASSA project. *Land Use Policy* 27 (1), 4–10.
- Lal, R. 1976. Soil erosion on alfisols in Western Nigeria III. Effects of rainfall characteristics. *Geoderma* 16, 389-401.
- Lal, R. 1989. Conservation tillage for sustainable agriculture: tropics *vs* temperate environments. *Adv. Agron.* 42, 85 – 97.
- Lal, R. 1990. *Soil erosion in the Tropics*. McGraw Hill, Inc.
- Lal, R. 1994. Water management in various crop production systems related to soil tillage. *Soil Till. Res.* 30, 169-185.
- Lal, R. 1998. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Critical Rev. Plant Sci.* 17, 319-464.
- Lampurlanés, J., Angás, P. y Cantero-Martínez, C. 2000. Root growth, soil water content and yield of barley under different tillagesystems on two soils on semiarid conditions. *Field Crops Research* 69(1), 27-40.

- Lampurlanés J., P. Angás, C. Cantero-Martínez. 2002. Tillage effects on water storage during fallow, and on barley root growth and yield in two contrasting soils of the semi-arid Segarra region Spain. *Soil. Till. Res.* 65,207-220.
- “Land Care In Desertification Affected Areas From Science Towards Application (LUCINDA)” 2008. Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural. Sitio web <<http://geografia.fcsh.unl.pt/lucinda/default.html>>.
- Langdale, G. W. Hargrove, M. y Giddens, J. 1984. Residue management in double-crop conservation tillage system. *Agron. J.* 76, 689-694.
- Larson, W. E. y Pierce, F. J. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. En: Doran, J. W., Bezedick, D. C., Bezedic, D. F. y Stewart, D. A. (Eds.) *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Sci. Soc. Special Pub. 35. Madison, W.I.
- Laryea, K.B., y Unger, P.W. 1995. Grassland converted to cropland: soil conditions and sorghum yield. *Soil Till. Res.* 33, 29-45.
- Lasanta Martínez, T. 2003. Gestión agrícola y erosión del suelo en la cuenca del Ebro: el estado de la cuestión. *Zubía* 21, 71-96.
- Lasanta Martínez, T. y Sobrón García, I. 1988. Influencia de las prácticas de laboreo en la evolución hidromorfológica de suelos cultivados con viñedo. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 14 (1-2), 81 – 97.
- Lasanta, T., Nadal-Romero, E., Serrano-Muela, P., Vicente-Serrano, S. M. y García-Ruiz, J.M. 2010. Escorrentía y erosión tras el abandono de tierras de cultivo en montaña: resultados de la Estación Experimental “Valle de Aisa”. *Pirineos* 165, 115 – 133.
- Lavee, H. y Yair, A. 1990. Spatial variability of overland flow in a small arid basin. *IAHS Publication* 189, 185-120.
- Laws, J. O. y Parsons, D. A. 1943. The relation of raindrop size to intensity. *Trans. Am. Geophys. Union* 24, 452-460.
- Lecarpentier, C., 1975. L'évapotranspiration potentielle et ses implications géographiques. *Annales de Géographie* 464 (84), 385 – 414.
- Lee, C.R. y Skogerboe, J.G. 1985. Quantification of erosion control by vegetation on problem soils. En: Swaify, W.C., Moldenhauer, W.C. y Lo, A. (Eds.), *Soil erosion and Conservation*. Soil Conservation Society of America, pp. 437 – 444.
- Leser, H., Meier-Zielinski, S., Prasuhn, V., Seiberth, C., 2002. Soil erosion in catchment areas of Northwestern Switzerland. Methodological conclusions from a 25-year research programme. *Zeitschrift für Geomorphologie* 46, 35-60.
- Lewis, L.A., Verstraeten, G., Zhu, H.L., 2005. RUSLE applied in a GIS framework: Calculating the LS factor and deriving homogeneous patches for estimating soil loss. *Int. J. Geogr. Inf. Syst.* 19 (7), 809-829.
- Llorens, P. y Gallart, F. 1992. Small basin response in a Mediterranean abandoned farming area: research designs and preliminary results. *Catena* 19, 309-320.
- Lo, A. El Swaify, S. A., Dangler, E. W. y Sihinshiro, L. 1983. Effectiveness of EI₃₀ as an erosivity index Hawaii. En: Swaify, S. A., Moldenhauer, W. C. y Lo, A. (Ed.) *Soil erosion and conservation*. Soil Conservation Society of America, pp. 384-393.
- Logsdon, S.D., Kaspar, T.C., Cambardella, C.A., 1999. Depth-incremental soil properties under no-till or chisel management. *Soil Sci.Soc. Am. J.* 63, 197-200.

- Loomis, R.S. y Connor, D.J. 1992. Crop ecology. Cambridge University Press. Nueva York.
- López Bellido, L. 1991. Cultivos herbáceos. Mundi-Prensa. Madrid.
- López Bellido, L. 1998. Leguminosas y agricultura sostenible. En: Jiménez, R. y Lamo, J. (Eds.), Leguminosas y agricultura sostenible. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, pp. 401-428.
- López Bellido, L. 2002. Jornada temática Aspectos Medioambientales de la agricultura. Madrid.
- López Bellido, L. 2009. Informe sobre cuestiones referentes al sector de herbáceos, más relevantes para la definición de la política de seguros agrarios: situación actual y tendencias a corto y medio plazo. Desarrollos Agrotecnológicos Integrados S.L. Universidad de Córdoba.
- López Bellido, L., Benítez Vega, J y López Bellido F.J. 2007. Tillage system proceeding crop and nitrogen fertilizer in wheat crop, II. Water utilization. Agron. J. 99, 66-72.
- López-Bellido, L. y López-Bellido, R.J. 2008. Sostenibilidad de los sistemas agrícolas Mediterráneos. En: Cerdà, A. (Ed.), Erosión y degradación del suelo agrícola en España. Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universidad de Valencia., pp. 83-125.
- López Bermúdez, F. 1992. LA erosión del suelo, un riesgo permanente de desertificación. Ecosistemas 3, 10-13.
- López Bermúdez, F., Thornes, J.B., Romero Díaz, A., Francis, C., Fisher, G., 1986. Vegetation-Erosion relationships: Cuenca de Mula, Murcia, Spain. En: López Bermúdez, F. & Thornes, J.B. (Eds.), Estudios sobre Geomorfología del sur de España. Universidad de Murcia, Murcia, pp. 101-104.
- Lopez Bermudez, F. y Albaladejo, J. 1990. Factores ambientales de la degradación del suelo en el área mediterránea. En: Albaladejo, J., Stocking, M. A. y Díaz, E. (Eds.) Soil degradation and rehabilitation in Mediterranean enviromental conditions. CSIC/CEBAS. Murcia.
- López Bermúdez, F., Alias Pérez, L.J., Martínez Fernández, J., Romero Díaz, M.A. y Marín Sanleandro, P. 1991. Escorrentías y pérdidas de suelo en calcisol pétrico bajo ambiente mediterráneo semiárido. Cuaternario y Geomorfología 5, 77 – 89.
- López Bermúdez, F. y Romero Díaz, A. 1992. Génesis y consecuencias erosivas de las lluvias de alta intensidad en la Región Mediterránea. Cuadernos I. Geográfica 18-19, 7-28.
- López Bermúdez, F., García-Ruíz, J. M., Romero-Díaz, A. Ruíz Flaño, P., Martínez-Fernández, J. y Lasanta T. 1993. Medidas de flujo de agua y sedimentos en parcelas experimentales. Cuadernos Técnicos de la SEG. Geoforma Ediciones. Logroño.
- López Bermúdez, F. y Soriano, M.A. 1993. Génesis y consecuencias erosivas de las lluvias de alta intensidad en la región mediterránea. Cuadernos de Investigación Geográfica 18-19, 7-28.
- López Bermúdez, F., Romero Díaz, M.A. y Martínez Fernández, J. 1996. The Ardal field site: soil and vegetation cover. En: Brandt, C.T. y Thornes, J.B. (Eds.), Mediterranean desertification and land use. Chichester; Jon Wiley & Sons, pp. 169-188.
- López Bermúdez, F. y García Ruíz, J. M. 2008. La degradación del suelo por erosión hídrica en España. En: Cerdá, A. (Ed.), Erosión y degradación del suelo agrícola en España. Cátedra de Divulgación de la Ciencia, Universitat de València, pp. 11-50.
- López Cadenas, F. y Blanco Criado, M. 1968. Hidrología forestal. E. T. S. de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- López Fando, C. y Almendros, G. 1995. Interactive effects of tillage and crop rotations on yield and chemical properties of soils in semiarid central Spain. Soil Till. Res. 36, 45-57.

- López Vicente, M. 2007. Erosión y redistribución del suelo en agroecosistemas mediterráneos: Modelización predictiva mediante SIG y validación con ^{137}Cs (Cuenca de Estaña, Pirineo Central). Facultad de Ciencias. Facultad de Ciencias. Universidad de Zaragoza.
- López-Vicente, M., Navas, A., 2004. Modelos de predicción de la erosión y transporte del suelo. *Geo-Temas* 6(4), 269-271.
- López-Vicente, M., Navas, A., Machín, J., 2006. Variaciones espaciales del factor de erodibilidad K (RUSLE) en una cuenca con dolinas de colapso en el Pirineo oscense. En: Pérez Alberti, A., López Bedoya, J. (Eds.), *Geomorfología y territorio. Actas de la IX Reunión Nacional de Geomorfología. Cursos e Congresos*. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, pp. 201-211.
- Loureiro, N.D.S., Coutinho, M.D.A., 2001. A new procedure to estimate the RUSLE EI30 index, based on monthly rainfall data and applied to the Algarve region, Portugal. *J. Hydrol.* 250, 12-18.
- Low, A. J. 1972. The effect of cultivation on the structure and other physical properties of grassland and arable soils (1945-1970). *J. Soil Sci.* 23, 363-380.
- Lu, D., Li, G., Valladares, G. S., Batistella, M., 2004. Mapping soil erosion risk in Rondônia, Brazilian Amazonia: using RUSLE, remote sensing and GIS. *Land Degrad. Dev.* 15, 499-512.
- Ludwig, B. 1992. Érosion par ruissellement concentré des terres cultivées du nord du Bassin parisien. Thèse de doctorat. Université Strasbourg. France.
- Madejón, E., Moreno Lucas, F. y Pelegrín, F. 2007. Laboreo de conservación: efectos a largo plazo sobre el carbono orgánico y propiedades bioquímicas del estrato superficial de un suelo representativo de Andalucía occidental. En: Bellifante, N. y Jordan, A. (Eds.) *Tendencias actuales de la Ciencia del suelo*. Sevilla, pp. 588-595.
- Magíster, M. 1973. Apuntes de conservación de suelos. E. T. S. de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- Mannaerts, C., 1992. Assessment of the Transferability of Laboratory Rainfall-Runoff and Rainfall-Soil Loss Relationships to Field and Catchment Scales. ITC publication, vol. 19. Enschede, The Netherlands. 202 pp.
- MAPA 1987. Anuario de estadística. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. <<http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/default.aspx>>.
- MAPA, 1994. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- MAPA 1999. Anuario de estadística. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. <<http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/default.aspx>>.
- Marco da Silva, A. 2004. Rainfall erosivity map for Brazil. *Catena* 57(3), 251-259.
- MARM. Servidor del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos. <<http://sig.mapa.es/siga/>>.
- MARM, 2005. Perfil Ambiental de España 2005: Informe basado en Indicadores. D.G. de Calidad y Evaluación Ambiental, SGT, Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. Madrid.
- MARM 2005. Guía de la Condicionalidad de la PAC Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. Madrid.

- MARM 2009. Anuario de estadística. Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino. <<http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/default.aspx>>.
- MARM 2010. Anuario de estadística. Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino. <<http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/default.aspx>>.
- Marqués, M.J. 1991. Soil erosion research: experimental plots on agricultural and burnt environments near Barcelona. En: M. Sala, J.L. Rubio y J.M. García-Ruiz (Eds.), *Soil Erosion Studies in Spain*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 153-164.
- Marqués, M.J. Bines, R., Pérez Rodríguez, R. y Jiménez, L. 2008. Soil Degradation in Central Spain due to sheet water erosion by low-intensity rainfall events. *Earth Surf. Proc. Land*. 33, 414 – 423.
- Martens, D. A. 2000. Management and crop residue influence soil aggregate stability. *Journal of Environmental Quality* 29, 723-727.
- Martin, P., Papy, F., Souchere, V. y Capillon, A. 1998. Maitrise du ruissellement et modélisation des pratiques de production. *Cahiers Agricultures* 7(2), 111-119.
- Martín Escorza, C. y Hernández Enrille, J. L. 1972. Contribución al conocimiento de la geología del Terciario occidental de la Fosa del Tajo. *Bol. R. Soc. Hist. Nat. (Geol.)* 70, 171-190.
- Martín Vide, J. 1985. Pluges i inundacions a la Mediterrània. Ketres. Barcelona.
- Martín Vide, J. 1989. Precipitaciones torrenciales en España. *Norba Revista de Geografía*. 6-7, 63-79.
- Martínez-Casasnovas, J. A., Ramos, JM. C. y Ribes-Dasi, M. 2002. Soil erosion caused by extreme rainfall events: mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma* 105, 125-140.
- Martínez de Azagra Paredes, A. 1996. Diseño de sistemas de recolección de agua para la repoblación forestal. Mundiprensa. Madrid.
- Martínez Mena, M. 1995. Respuesta hidrológica en medios semiáridos, Factores de control y modelización. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Martínez Mena, M., Albaladejo, J. y Castillo, V. 1998 Factors influencing surface runoff generation in a Mediterranean semi-arid environment: Chicamo watershed, SE Spain. *Hydrological Processes* 12(5), 741-754.
- Martínez Mena, M., Castillo, V. y Albaladejo, J. 2001. Hydrological and erosional response to natural rainfall in a semi-arid area of SE Spain. *Hyd. Proc.* 15, 557-571.
- Martínez Murillo, J.F. y Ruiz Sinoga, J.D. 2006. Variaciones estacionales en la generación de escorrentía y emisión de sedimentos en una ladera de los Montes de Málaga (provincia de Málaga). *Baética. Estudios de arte, geografía e historia* 28, 435 – 465.
- Martínez Raya, A. y Francia Martínez, J.R. 1997. Efecto de los sistemas de laboreo en la erosión y la escorrentía. En: *Agricultura de conservación: Fundamentos agronómicos, medioambientales y económicos*. AELC/SV, pp. 173-188.
- Mateu, J. 1990. Avenidas y riesgos de inundación en los sistemas fluviales mediterráneos de la Península Ibérica. *Boletín AGE* 10, 31-53.
- McCalla, T.M. 1944. Waterdrop method of determining the stability of soil structure. *Soil Sci.* 58, 117-123.
- McCalla, T.M. y Army, T.J. 1961. Stubble mulch farming. *Adv. Agron.* 13, 125-196.

- McCool, D. K., Foster, J. R., Mutchler, C. K. y Meyer, L.D. 1989. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Trans. ASAE* 32, 1571-1576.
- McCormack, D.E., Young, K.K. y Kimberlin, L. W. 1982. Current Criteria for Determining soil loss tolerance. En: Schmidt, R. R., Allmaras, J. V., Mannering, J. V. y Papendick, R. I. (Eds.), *Determinants of soil loss tolerance*. ASA Publication N° 45. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America.
- McCormack, D.E., Young, K.K. y Darby, G.M. 1984. Rock fragments and the K Factor of the Universal Soil Loss Equation for cropland soils containing coarse fragments. En: *Erosion and Productivity of Soils Containing Rock Fragments*. Spec. Publ. N° 13, Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, pp 73-81.
- McGregor, K.C., Grier, J.D. y Gurley G.E. 1975. Erosion control with no-tillage cropping practices. *Am Soc. Agric. Engr. Trans.* 18, 918-920.
- McIntyre, D. S. 1958. Permeability measurements of soil crust formed by raindrop impact. *Soil Science* 85, 185-189.
- McKyes, E. 1985. *Soil cutting and tillage*. Elsevier Science Publisher B. V
- Meco Murillo, R. y Lacasta Dutoit, C. 1994. En: *Conservar el suelo*. Monsanto España, pp. 20-22.
- Meco Murillo, R. y Lacasta Dutoit, C. 2006. Influencia de la rotación en la rentabilidad económica y energética de los agroecosistemas cerealísticos de secano. *Resúmenes del VII Congreso SEAE: Agricultura y Alimentación ecológica*. Zaragoza.
- Meco Murillo, R., Lacasta Dutoit, R. y Moreno Valencia, M.M. 2011. Introducción. En: Meco Murillo, R., Lacasta Dutoit, R. y Moreno Valencia, M.M. (Coord.) *Agricultura ecológica en secano. Soluciones sostenibles en ambientes mediterráneos*. Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino, Junta de Comunidades de Castilla la Mancha, Sociedad Española de Agricultura Española y Ediciones Mundi-Prensa, pp. 7-11.
- Merritt, W. S., Letcher, R. A. y Jakeman, A. J. 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modeling and Software* 18, 761-799.
- Messing, I., Jarvis, N.J., 1993. Temporal variation in the hydraulic conductivity of a tilled clay soil as measured by tension infiltrometers. *J. Soil Sci.* 44, 11-24.
- Meyer, L. D., Johnson, C. B. y Foster G. R. 1972. Stone and woodchip mulches for erosion control on construction sites. *J. Soil Water Conserv.* 27, 364-269.
- Meza, L. y Albisu, L.M., 1997. Los cultivos herbáceos en el secano de Aragón. Documento de trabajo del Servicio Investigación Agroalimentaria del Departamento de Agricultura y Medio Ambiente del Gobierno de Aragón.
- Mikhailova, E. A., Bryant, R. B., Schwager, S. J., y Smith, S. D. 1997. Predicting rainfall erosivity in Honduras. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61(1), 273-279.
- Mikos, M., Jost, D., Petkovsek, G., 2006. Rainfall and runoff erosivity in the alpine climate of north Slovenia: a comparison of different estimation methods. *Hydrolog. Sci. J.* 51(1), 115-126.
- Miller 1917
- Miller, J.J., Sweetland, N.J., Larney, F.J., Volkmar, K.M., 1998. Unsaturated hydraulic conductivity of conventional and conservation tillage soils in southern Alberta. *Can. J. Soil Sci.* 78, 643-648.
- Millington, R. J. 1961. Relation between yield of wheat, soil factors and rainfall. *Aust. J. Agric. Res.* 12, 397-408.

- Mitasova, H.M., Hofierka, J., Zlocha, M., Iverson, L.R., 1996. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *Int. J. Geogr. Inf. Syst.* 10, 629–641.
- Molinillo, M., Lasanta, T y García-Ruiz, J.M. 1997. Managing montanious degraded landscapes after farmland abandonment in the Central Spain Pyrenees. *Env. Manag.* 21, 587 – 598.
- Mollenhauer K, Tausun A, Uysal H, Fritz EM. 1999. Die Saisonalität der Erodierbarkeit von Böden, dargestellt am Beispiel von sandgeprägten Standorten im westlichen Anatolien. *J. Plant Nutr. Soil Sc.* 162, 631– 636.
- Monier G. 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. Thèse de doctorat. Faculté des sciences. Université de Paris.
- Moore, I. D. y Larson, C. L. 1979. Estimating micro-relief surface storage from point data. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineering*, 20: 1073-1077.
- Moore, I.D., Burch, F.J., 1986a. Modelling erosion and deposition: topographic effects. *T. ASAE* 29, 1624–1630.
- Moore, I.D., Burch, F.J., 1986b. Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 1294–1298.
- Moore, I.D., Burch, F.J., 1986c. Sediment transport capacity of sheet and rill flow: Application of unit stream power theory. *Water Resour. Res.* 22, 1350–1360.
- MOPT 1991. Medio Ambiente en España. 1990. Ministerio de Obras Públicas y Transportes. Madrid.
- Moreira, J. M. 1991. Capacidad de uso y erosión de suelos. Agencia de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- Moreno, F., Murillo, J. M., Pelegrín, F. y Girona, I. F. 2006. Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO₃. *Soil Till. Res.* 85(1-2), 86-93.
- Moret, D. y Arrúe, J. L. 2007. Dynamics of soil hydraulic properties during fallow as affected by tillage. *Soil Till. Res.* 96, 103-113.
- Morgan, R.P.C. 1974. Estimating regional variations in soil erosion hazard in Peninsular Malaysia. *Malayan Nature Journal* 28, 94–106.
- Morgan, R. P. C. 1977. Soil erosion in the United Kingdom: field studies in the Silsoe area 1973-75. *Nat. Coll. Agric. Eng. Silsoe occasional paper* 4. Silsoe.
- Morgan, R. P. C. 1986. *Soil erosion & Conservation*. Longman.
- Morgan, R. P. C. 1991. Technical and policy options for dealing with the problems of desertification in the European Community. En: *Desertification and Water Resources in the European Community*, European Parliament, pp. 340 – 359.
- Morgan, R.P.C. (1995), *Soil Erosion and Conservation*, 2nd ed., Longman, UK.
- Morgan, R. P. C., Quinton, J. M., Smith, R. E., Govers, G., Poesen, J., Auerswald, K., Chiscii, G. Torri, D. y Styzenme, M. E. 1998. The European soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Sur. Proc. Land.* 23, 527-544.
- Morin, J., Benyamini, Y. y Michaeli, A. 1981. The effect of raindrop impact on the dynamics of soil surface crusting and water movement in the profile. *J. Hyd.* 52, 321-335.
- Morin, J., Keren, R. Benyamini, Y., Ben Hur, M. y Shainberg, I. 1989. Water infiltration as affected by soil crust and moisture profile. *Soil Science* 148, 53-59.

- Morschel, J., Fox, D.M., Bruno, J.F. 2004. Limiting sediment deposition on roadways: topographic controls on vulnerable roads and cost analysis of planting grass buffer strips. *Environ. Sci. Policy* 7, 39-45.
- Moschler, W. W., Martens, D. C., Rich, C. I. y Shear, G. M. 1973. Comparative lime effects on continuous no-tillage and conventionally tilled corn. *Agronomy Journal* 65, 781-783.
- Mutchler C. K., Carter, C. E. 1983. Soil erodibility variation during the year. *Trans. ASAE* 26 (4), 1102-1104.
- Mutchler C. K., Murphree, C. E. y McGregor, K. C. 1988. Laboratory and field plots for soil erosion studies. En: Lal, R. (Ed.) *Soil erosion research methods*. Soil and Water Conservation Society, pp. 9-38.
- Myers, N. 1993. *Gaia: An Atlas of Planet Management*. Anchor and Doubleday. Garden City, New York.
- Navas, A. 1995. Cuantificación de la erosión mediante el radioisótopo Ce^{137} . Cuadernos Técnicos de la SEG. Geoforma Ediciones. Logroño.
- Nearing, M. A., Foster, G. R., Lane, L. J. y Finkner, S. C. 1989. A process-based soil erosion model for USDA: water erosion prediction project technology. *Trans. ASAE* 32, 1587-1593.
- Nema, J. P., Berma, B. y Patel, A. P. 1978 Predicting Universal Soil Loss Parameters. *Indian J. Soil Conserv.* 6, 75-79.
- Nicolau, J. M., Bienes, R., Guerrero-Campo, J., Aroca, J. A., Gómez, B., Espigares, T. 2002. Runoff coefficient and soil erosion rates in croplands in a Mediterranean-continental region, in Central Spain. En: Rubio J.L., Morgan R.P.C., Andreu V. (Eds.), *Proceedings of the third International Congress Man and Soil at the Third Millennium*, Logroño, Geoforma ediciones, pp. 1359 - 68.
- Nunes, A. N., de Almeida, A. C. y Coelho, C. O. 2011. Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. *Appl. Geogr.* 31, 687 - 699.
- Nyakatawa, E. Z., Jakkula, V., Reddy, K. C., Lemunyon, J. L. y Norris Jr. B. E. 2007. Soil erosion estimation in conservation tillage systems with poultry litter application using RUSLE 2.0 model. *Soil Till. Res.* 94, 410-419.
- Ogden, F. L. y Julien, P. Y. 1993. Runoff sensitivity to temporal and spatial rainfall variability at runoff plane and small basin scales. *Water Resour. Res.* 29, 2589-2597.
- Oliver, J. E. 1980. Monthly precipitation distribution: a comparative index. *Professional Geogr.* 32 (3), 300-309.
- Oliver Moscardó, S., González Ponce, R. y Lacasta Dutoit, C. 1985. Caracterización climática de la Finca Experimental La Higuera. En: Blanco de Pablos, A. (Ed.) *Avances sobre la investigación en bioclimatología*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, pp. 87-95.
- Olsen, S. R., Cole, C. V. Watanabe, F. S. y Dean, L. A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circ.* 939. USDA. Washington D. C.
- Onchev, N. G. 1983. Universal Index for calculating rainfall erosivity. En: Swaify, S. A., Moldenhauer, W. C. y Lo, A. (Ed.) *Soil erosion and conservation*. Soil Conservation Society of America, pp. 424-431.
- Onori, F., De Bonis, P., Grauso, S., 2006. Soil erosion prediction at the basin scale using the revised universal soil loss equation (RUSLE) in a catchment of Sicily (southern Italy). *Environ. Geol.* 50, 1129-1140.
- Onstad C. A., 1984. Depressional storage on tilled soil surfaces. *Transactions of the ASAE*, 27, 729-732.

- Oosterbaan, R. J. 2002. Drainage research in farmers' fields: analysis of data. Project "Liquid Gold" of the International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI), Wageningen, The Netherlands. <www.waterlog.info>.
- Osterkamp, W.R., Toy, T.J., 1997. Geomorphic considerations for erosion prediction. *Environmental Geology* 29, 152-157.
- Ordóñez, R., González, P. y Giraldez, J. V. 2003. Evolución de la materia orgánica en función del manejo del suelo. *Vida Rural* 10(174), 44-45.
- Ordóñez, R., González, P., Giraldez, J. V. y Perea, F. 2007. Soil properties and crop yields after 21 years of direct drilling trials in southern Spain. *Soil Till. Res.* 94, 47-54.
- Ordóñez-Fernández, R., González-Fernández, P. y Carbonell Bojollo, R. 2008. Evolución de la materia orgánica y propiedades químicas del suelo. En: González Sanchez, E., Ordóñez Fernández, R. y Gil Ribes, J. A. (Coords.), *Agricultura de Conservación. Aspectos agronómicos y medioambientales*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino y Eumedia. Madrid, pp. 67-76.
- Padrón, P.A., Vargas Chávez, G.E. y Ortega González, M.J. 1998. Preliminary data from erosion experimental plots on andisols on Tenerife (Canary Islands). En: Rodríguez Rodríguez, A., Jiménez Mendoza, C.C. y Tejedor Salguero, M.L. (Eds.), *The soil as a strategic resource: Degradation processes and conservation measures*, Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 219 - 227.
- Pastor, M. 1997. Sistemas de manejo del suelo en olivar. En: *Agricultura de conservación: Fundamentos agronómicos, medioambientales y económicos*. AELC/SV, pp. 289-309.
- Pastor, M., Morales Torres, J. y García Torres, L. 1984. Non tillage in olive. *Proc EWRS 3rd Symp. on Weed problems in the mediterranean area*, Oeiras, pp 151-158.
- Packer, I. J. y Hamilton, G. J. 1993. Soil physical and chemical changes due to tillage and their implication for erosion and productivity. *Soil Till. Res.* 27, 327-339.
- Perea Torres, L. 2007. Efecto de la Siembra Directa en la estructura de los suelos y su relación con la infiltración, almacenaje y conductividad del agua en el suelo. <http://www.magrama.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf_AC/AC_2007_7.pdf> (consultado en diciembre de 2012).
- Pérez, J. 1992. Estudio de la estabilidad estructural del suelo en relación con el complejo de cambio (comportamiento de algunos suelos característicos españoles). Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid.
- Pérez-Cabello, F., de la Riva Fernández, J., Montorio Llovería, R., García-Martín, A., 2006. Mapping erosion-sensitive areas after wildfires using fieldwork, remote sensing, and geographic information systems techniques on a regional scale. *J. Geophys. Res. G: Biogeosciences* 111(4), art. no. G04S10.
- Pérez Cueva, A. J. y Sanroque, J. 1982. Erosión acelerada en vertientes incendiadas. En: Pérez Cueva, A. J. (Ed.), *Erosión acelerada antrópica*. Ins. Alfons el Magnànim, Valencia.
- Pérez Urruti, J. A. 1948. Tabajos hidrológicos-forestales: fijación de terrenos. Primer Centenario de la Fundación de la Escuela Especial y del Cuerpo de Ingenieros de Montes. División hidrológico-forestal del Segura. Madrid.
- Perfect, E., Kay, B.D., van Loon, W.K.P., Sheard, R.W., Pojasok, T. 1990. Factors influencing soil structural stability within a growing season. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 173-179.
- Phillips, S. y Young, H. 1973. *No-Tillage Farming*. Reiman Associates, Milwaukee, Wisconsin.
- Phillips, R. E. 1985. Humedad del suelo. En: Bellatera, E. D. (Ed.) *Agricultura sin laboreo*, pp. 69-89.

- Pilgrim, D. H. y Cordery, I. 1992. Flood runoff. En: Maidment, D. R. (Ed.) Handbook of Hydrology. McGraw-Hill, Inc.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Sphpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R. y Blair, R. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267, 1117-1123.
- Pimentel, D. 2006. Soil erosion: a food and environmental threat. *Environment, Development and Sustainability* 8, 119-137.
- Plasencia, A. y Corbera, R. D. 2012. Química del suelo. <http://www.edafo.com.ar/Descargas/Cartillas/Nitrogeno%20del%20Suelo%20X.pdf> (consultado en diciembre de 2012).
- Podmore, T.H. y Huggins, L.F. 1980. Surface roughness effects on overland flow. *T. ASAE* 23, 1434 – 1445.
- Poesen, J. y Brian, R. B. 1990. Influence de la longueur de pente sur le ruissellement role de la formation de rigoles et de croutes de sedimentation. *Cah. ORSTOM, Ser. Pedol.* XXV (1-2) 71-80.
- Poesen, J. y Hooke, J.M. 1997 Erosion, flooding and channel management in Mediterranean environments of southern Europe. *Prog. Phys. Geog.* 21, 157–199.
- Poesen, J., Wesemael B., Govers, G., Martinez-Fernandez, J., Desmet. P. , Vandaele, K. Quine, T. y Degraer, G. 1997. Patterns of rock fragment cover generated by tillage erosion. *Geomorphology* 18 (3-4), 183-197.
- Poesen, J., Wesemael B., Bunte K. y Solé Benet, A. 1998. Variation of rock fragment cover and size along semiarid hillslopes: a case-study from southeast Spain. *Geomorphology* 23 (2-4), 323-335.
- Porta, J., López-Acevedo, M. y Roquero, C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 3ª edición. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Prasad, R., and J.F. Power. 1991. Crop residue management. *Adv. Soil Sci.* 15: 205-239.
- Puigdefábregas, J. Solé, A., Lázaro, R. y Nicolau, J.M. 1992. Factores que controlan la escorrentía en una zona semiárida sobre micaesquistos. En: López Bermúdez, F., Conesa García, C., y Romero Díaz, M.A. (Eds.), *Estudios sobre geomorfología en España*, vol. I. Actas de la II Reunión Nacional de Geomorfología. Sociedad Española de Geomorfología, Murcia, pp. 117 – 128.
- Puigdefábregas, J., 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms* 30, 133–147.
- Puigdefábregas, J., Alonso, J.M., Delgado, M., Domungo, F., Cuato, M., Gutierrez, L., Lázaro, R., Nicolau, J.M., Sánchez, G., Solé, A., Vidal, S., Aguilera, C., Brenner, A., Clarck, S. y Incoll, L. 1996. The Rambla Honda field site: interactions of soil vegetation along a catena in semi-arid southeast Spain. En: Brandt, C.T. y Thornes, J.B. (Eds.), *Mediterranean desertification and land use*. Chichester; Jon Wiley & Sons, pp. 137 - 178.
- Puget, P., Chenu, C., Balesdent, J. 1995. Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils. *Euro. J. Soil Sci.* 46, 449-459.
- Quemada, M. y Cabrera, M. L. 1995. CERES-N models predictions of nitrogen mineralized from cover crop residues. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 59, 1059-1065.
- Quinton, J.N., Edwards, G.M y Morgan, R.C.P. 1997. The influence of vegetation species and plant properties on runoff and soil erosion: results from a rainfall simulation study in south east Spain. *Soil Use Manage.* 13, 143 – 148.

- Radcliffe, D.E., Tollner, E.W., Hargrove, W.L., Clark, R.L., Golabi, M.H., 1988. Effect of tillage practices on infiltration and soil strength of a Typic Hapludult soil after 10 years. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 798-804.
- Raghavan, G. S. V., Alvo, P., McKyes, E. 1990. Soil compaction in agriculture: a view toward managing the problem. *Advanced in Soil Science* 11, 1-36.
- Ramos, M.C. y Porta, J. 1994. Rainfall intensity and erosive potentiality in the NE Spain Mediterranean area: results on sustainability of vineyards. *Il Nuovo Cimento* 17, 291 – 299.
- Randall, G. W. e Iragavarapu, T. K. 1995. Yield and nitrogen uptake at monocropped maize from a long-term tillage experiment on a poorly drained soil. *Soil Till. Res.* 34, 145-156.
- Rawls, W. J.; Onstad, C. A. Richardson, H. H., 1980. Residue and tillage effects on SCS runoff curve numbers. *Trans. ASAE* 23 (2), 357-361.
- Rawls, W.J., Brakensiek, D.L., Saxton, K.E., 1982. Estimation of soil water properties. *Trans. ASAE* 25, 1316-1320.
- Rejman J, Turski R, Paluszek J. 1998. Spatial and temporal variations in erodibility of loess soil. *Soil Till. Res.* 46, 61– 68.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., Porter, J.P., 1991. RUSLE – Revised universal soil loss equation. *J. Soil Water Conserv.* 46(1), 30-33.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Yoder, D.C., y McCool, D.K. 1994. RUSLE revisited: Status, questions, answers, and the future. *J. Soil Water Conserv.* 49, 213-220.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K. y Yoder, D.C., 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Handbook N°703. United States Department of Agriculture, Washington, DC.
- Renschler, C.S., Mannaerts, C., Dieckkruger, B., 1999. Evaluating spatial and temporal variability in soil erosion risk – rainfall erosivity and soil loss ratios in Andalusia, Spain. *Catena* 34, 209-225.
- RESEL, 2008. Procesos medidos y Base de datos de la RESEL. <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/lucha-contra-la-desertificacion/red-resel/index2010-10-29_23.01.12.0200.aspx>.
- Richer, G. y Negendank, J.F. 1977. Soil erosion processes and their measurement in the German area of the Moselle river. *Earth Surf. Proc. Land.* 2, 261-278.
- Rivas Martínez, S. 1987. Memoria del Mapa de las series de vegetación de España a escala 1:400.000. ICONA. Madrid.
- Rodriguez, J.y Lacasta, C. 1986. I Simposium sobre Mínimo Laboreo en cultivos herbáceos. Ponencias y comunicaciones. Madrid., pp 53 -63.
- Rojo-Serrano, L. y Sánchez Fuster, M. 1997. Red de Estaciones Experimentales de Seguimiento y Evaluación de la Erosión y Desertificación (RESEL). Catálogo de Estaciones 1996. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. MMA.
- Rojo-Serrano, L. 2008. La Red de Estaciones Experimentales de Seguimiento y Evaluación de la Erosión y Desertificación (RESEL). En: Cerdà, A. (Ed.) *Erosión y degradación del suelo agrícola en España*, pp. 127-148.
- Roldán Soriano, M. 2005. Características de la precipitación y la erosividad. Tesis Doctoral, E.T.S.I. Montes. Universidad Politécnica de Madrid.

- Roldán Soriano, M. 2006. El poder de la lluvia. Características de la precipitación y la erosividad. Nueva formulación para la estimación de la erosividad. Aplicación al cálculo del factor "R" de la USLE. Serie Técnica Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- Roldán Soriano, M. 2009. Manual de usuario del programa RUSLE. U. D. Hidráulica e Hidrología. E. U. I. T. Forestal. Universidad Politécnica de Madrid.
- Roldán Soriano, M. 2011. Apuntes de Hidrología superficial y de conservación de suelos. U. D. Hidráulica e Hidrología. E. U. I. T. Forestal. Universidad Politécnica de Madrid.
- Roldán Soriano, M. y Gómez Sanz, V. 2003. Aplicación de la RUSLE v1.06 en la evaluación de la pérdida de suelo en la Cuenca Alta del río Cega. Comparación de los factores USLE y RUSLE. *Edafología* 10(3), 11-19.
- Romero Díaz, A. 2002. La erosión en la Región de Murcia. Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones.
- Romero Díaz, A., López Bermúdez, F. y Belmonte Serrato, F. 1998. Erosión y escorrentía en el campo experimental de El Ardal (Murcia). Nueve años de experiencias. *Papeles de Geografía*, 27, 115 – 130.
- Romero Díaz, A., Ruíz Sinoga, J.D. y Belmonte Serrato, F., 2011. Tasas de erosión hídrica en la Región de Murcia. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 56, 129 – 153.
- Römkens, M. J. M. 1985. The soil erodibility factor: a perspective. En: El-Swaify, S. A., Moldenhauer, W. C. y Lo, A. (Eds.), *Soil erosion and Conservation*. Soil Water Conserv. Soc. Am., Ankeny, Iowa, pp. 445-61.
- Römkens, M. J. M., Prasad, S. N. y Whisler, F. D. 1990. Surface sealing and infiltration. En: Anderson, G. y Burt, T. P. (Ed.) *Process studies in hillslope hydrology*. John Wiley & Sons, pp. 127-172.
- Roose, E. 1980. Approach to the definition of rain erosivity and soil erodibility in West-Africa. En: D Boodt, M. y Gabriels, D. (Ed.). *Assessment of erosion*. John Wiley & Sons, pp. 154-164.
- Roquero de Laburu, C. 1954. La conservación del suelo, problema nacional. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Roquero de Laburu, C. 1964. Estudio sobre la conservación y mejora del suelo en España. *Anales del INIA* 13, 1-477.
- Rose, C. W. 1960. Soil detachment caused by rainfall. *Soil Sci.* 89, 28-35.
- Roxo, M. J. 1994. A acção antrópica no processo de degradação de solos. A Serra de Serpa e Mértola. PhD Thesis. Universidade Nova de Lisboa.
- Rubio, J.L., Andreu, V. y Cerni, R. 1990. Degradación del suelo por erosión hídrica: diseño experimental y datos preliminares. En: Albaladejo, J., Stocking, M.A. y Díaz, E. (Eds.), *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, pp. 215 – 235.
- Russell, E. W. 1973. *Soil conditions and plant growth*. Longman. London.
- Saavedra, M., 1990. El almendro en condiciones mediterráneas: laboreo y herbicidas. *Jornadas Técnicas sobre el agua y el suelo. Laboreo de Conservación*. Junta de Andalucía. Congresos y Jornadas 17, 117-132.
- Saavedra, C., Velasco, J., Pajuelo, P. Perea, F. y Delgado, A. 2007. Effects of tillage on phosphorous release potential in a Spanish vertisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 56-63.

- Sala, M. 1988. Slope runoff and sediment production in two Mediterranean mountain environments. *Catena* (suppl.), 12, 13 – 29.
- Sala, M. y Calvo, A. 1990. Response of four different mediterranean vegetation types to runoff and erosion. En: Thornes, J.B. (Ed.), *Vegetation and erosion*. Chichester; John Wiley & Sons, pp. 346 – 362.
- Salvador Sanchis, M. P., Torro, D., Borselli, L. y Poesen, J. 2008. Climate effects on soil erodibility. . *Earth Surf. Proc. Land*. 33, 1082–1097.
- Sánchez, F. J. 2004. Medidas puntuales de permeabilidad. Universidad de Salamanca. <<http://web.usal.es/javisan/hidro>>.
- Sánchez Girón *et. al.*, 1987. Evaluación económica de las técnicas de laboreo mínimo y laboreo convencional en la producción de cereales. 19 Conferencia Internacional Mecanización agraria, pp. 23-31.
- Sánchez Girón, V., Hernanz, J.L., Fernández Quintanilla, C. y Navarrete, L. 1983. 16 Conf. Int. De Mecanización Agraria. Zaragoza.
- Sánchez Girón, V. 1986. Balance energético de diferentes sistemas de laboreo en cultivos de cereales. 18 Conf. Internacional Mecanización Agraria, Zaragoza, pp. 83-93.
- Sánchez San Román, F. J. 2007. Cálculo de valores extremos mediante la distribución SQRT-ET max. Universidad de Salamanca. <<http://hidrologia.usal.es>>.
- Sancho Comíns, J., Moreno Sanz, F., Navalpotro, P. y Santaolaya, A.1994. El medi Ambiente en la PAC: impactos recientes en la agricultura española. *El Campo* 131, 9-38.
- Sancho, C., Benito, G. y Gutiérrez-Elorza, M. 1991. Agujas de erosión y perfiladores microtopográficos. Cuadernos Técnicos de la SEG. Geoforma Ediciones. Logroño.
- Sanz Montero, M. E., Avedaño, C., Cogo, R. y Gómez, J. L. 1998. Determinación de la erosión en la cuenca del Segura a partir de los sedimentos acumulados en sus embalses. *Geogaceta* 23, 135-138.
- Sauer, T. y Ries, J. B. 2008. Vegetation cover and geomorphodynamics on abandoned fields in the Central Ebro Basin (Spain). *Geomorphology* 102 (2), 267-277.
- Schertz, D.L., 1983. The basis for soil loss tolerances. *J. Soil Water Conserv.* 38(1), 10–14.
- Schmidt, B. L., Allmaras, R. R., Mannering, J. V. y Papendick, R. I. 1982. Determonants of soil loss tolerance. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America. Madison.
- Schnabel González, J.M. 1998. La precipitación como factor en los procesos hidrológicos y erosivos. Norba. *Revista de Geografía*, 10, 137-154.
- Scoging, H.yThornes, J. B. 1979. Infiltration characteristics in a semiarid environment, in the hydrology of areas of low precipitation. *IAHS Publ.* 128 159–168.
- Sharpley, A. N. y Williams, J. R. 1990. EPIC: erosion/productivity impact calculator. Model documentation. USDA-ARS Technical Bulletin.
- Shein, E. V. 2000. Spatial and temporal variability of soil density, water content and water retention curve. En: Horn, R., van der Akker, J. H. y Arvidsson, J. (Eds.), *Subsoil compaction. Distribution, Processes and Consequences*. *Advances in Geoecology*, 32. CATENA VERLAG GMBH, Reiskirchen, Alemania.

- Sibbesen E. 1995. Phosphorus, nitrogen and carbon in particle-size fractions of soils and sediments. In: Correl, A. (Ed.) Surface runoff, erosion and loss of phosphorus at two agricultural soils in Denmark, plot studies 1989–1992, SP-report 11, pp. 135–148.
- Singh, G. Babu, R. y Chandra, S. 1983. Research on the Universal Soil Loss Equation in India. En: Elwaify, S. A., Moldenhauer, W. C., y Lo, A. (Ed.) Soil erosion and Conservation. Soil Conservation Society of America, pp. 496–508.
- Singh, B., Chanasyk, D.S., McGill, W.B., Nyborg, M.P.K. 1994. Residue and tillage management effects on soil properties of a typic cryoboroll under continuous barley. *Soil Till. Res.* 32, 117–133.
- Simanton, J. R., Rawitz E. y Shirley, D. E. 1984. The effects of rock fragments on erosion and semiarid rangeland soils. En: Erosion and productivity of soils containing rock fragments. SSSA Spec. Publ. 13, Soil Sci. Soc. Am., Madison. Wisconsin, pp. 65–72.
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., Moraes Sa, J.C., Albrecht, A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils-Effects of no-tillage. *Agronomie* 22, 755–775.
- Smith, R. M. y Stamley, W. L. 1965. Determining the range of tolerable erosion. *Soil Sci.* 100, 414–424.
- Smith, J.L., Papendick, R.I., Bezdicek, D.F., Lynch, J.M., 1993. Soil organic matter dynamics and crop residue management. En: Blaine Jr., M.F. (Ed.), *Soil Microbial Ecology: Applications in Agriculture and Environmental Management*. Marcel Dekker, New York, pp. 65–94.
- Smith, P., Powlson, D. S., Glendining, M. J. y Smith, J. U. 1998. Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Glob. Change Biol.* 4(6), 679–685.
- Soil Science Society of America, 1987. Glossary of soil science terms.
- Soil Survey Staff 1990. Keys to Soil Taxonomy (4th ed.). SMSS Technical monograph n° 6. Virginia, EEUU, pp. 4–22.
- Solé Benet, A. 2006. Spain. En: Boardman, J. y Poesen, J. (Eds.), *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & sons, England, pp. 311–346.
- Sombrero, A., de Benito, A., González, I. y Álvarez, M. A. 2006. Influencia del laboreo sobre las propiedades químicas del suelo en agricultura de conservación. *Agricultura de Conservación* 2, 34–38.
- Steege A., Govers G., Takken I., Nachtergaele J., Poesen J., Merckx R. 2001. Factors controlling sediment and phosphorus export from two Belgian agricultural catchments. *Journal of Environmental Quality* 30 (4), 1249–1258.
- Stocking, M. A. y Ellwel, H. A. 1973. Soil erosion hazard in Rhodesia. *Rhod. J. Agric. Res.* 70: 93–101.
- Sundquist, B. 2000. Top soil loss-causes. Effects and implications: a global perspective. 4th ed. <<http://home.windstream.net/bsundquist1/>> (consultado en diciembre de 2012).
- “Sustainable Agriculture and Soil Conservation (SOCO)” 2009. Final Report. Comisión Europea de Agricultura y Desarrollo Rural. Sitio web <<http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects/SOCO/>> (consultado en diciembre de 2012).
- Suwardji, P., Eberbach, P.L., 1998. Seasonal changes of physical properties of an Oxic Paleustalf (Red Kandosol) after 16 years of direct drilling or conventional cultivation. *Soil Till. Res.* 49, 65–77.
- Taboada Castro, M. M. y Taboada Castro, M. T. 2003. Estabilidad estructural de horizontes superficiales de suelos de prado y cultivo de la provincia de A Coruña (NO España). *Edafología* 10, 131–137.

- Taboada Castro, M. T., Taboada Castro, M. M. y Rodríguez Blanco, M. L. 2010. Erosión hídrica en suelos agrícolas. En: Fra Paleo, U. (Coord.) Riesgos naturales en Galicia: el encuentro entre naturaleza y sociedad. Universidade de Santiago de Compostela, Servizo de Publicacións e Intercambio Científico : Consorcio de Compensación de Seguros (Madrid), pp. 183-202.
- Tamames, R. 2002. Agricultura de conservación. Un enfoque global. Instituto de cuestiones agrarias y medioambientales. Ediciones Mundi Prens.
- Tamés, C. 1957. Los grupos principales de suelos de la España Peninsular. Mapa agronómico nacional. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Tate, K.R. 1985. Soil phosphorus. En: Vaughan, D. y Malcolm R.E. (Eds.) Soil Organic Matter and Biological Activity, Developments in Plant and Soil Sciences. Vol 16. Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 329-377.
- Témez, J. 1978. Cálculo Hidrometeorológico de Caudales máximos en pequeñas cuencas naturales. Dirección General de Carreteras. Madrid. España.
- Thornthwaite, C.W, 1948. An approach toward a rational classification of climate. Geogr. Rev. 38, 55-94.
- Tiessen, H., Stewart, J. W. B. y Moir, J. O. 1983. Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particles size fractions during 60-90 years of cultivation. J. Soil Sci. 34, 815-823.
- Tijink, F.G.J. y van der Linden, J. P. 2000. Engineering approaches to prevent subsoil compaction in cropping systems with sugar beet. En: Horn, R., van der Akker, J. H. y Arvidsson, J. (Eds.) Subsoil compaction. Distribution, Processes and Consequences. Advances in Geocology, 32. Catena Verlag GMBH, Reiskirchen, Alemania.
- Tisdale, S. 1991. Fertilidad de suelos y fertilizantes. Editorial Limusa. Méjico.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. J. Soil Sci. 33, 141-163.
- Tomilson, T. E. 1974. Soil structural aspects of direct drilling. Trans. 10th Int. Congr. Soil Sci. 1. 203-213.
- Torri, D., Regües, D., Pellegrini, S. y Bazzoffi, P. 1999. Within storm soil surface dynamics and erosive effects of rainstorms. Catena 38, 131-150.
- Torri D., Borselli, L., Guzzetti, F., Calzolari, C., Bazzoffi, P., Ungaro, F., Bartolini, D. y Salvador Sanchis, M. P. 2006. Soil erosion in Italy: an overview. En: Boardman J, Poesen J (Eds.), Soil Erosion in Europe. Wiley, New York, pp.245-261.
- Trippl, J.B., y VanDorey, D.M., 1977. Agriculture without tillage. Sci. Am. 236, 28-33.
- Troeh, F. R. y Thompson, L. M. 1993. Soils and soil fertility, 5^a ed. Oxford University Press. New York.
- Truman, C. y Bradford, C. 1990. Antecedent water content and rainfall energy influence on soil aggregate breakdown. Soil Sci. Soc. Am. J. 54, 1385-1392.
- Turc, L. 1961. Evaluation des besoins en eau d'irrigation: évapotranspiration potentielle. Ann. Agron. 12, 13-46.
- Ullah, W., Dickinson, W.T., 1979a. Quantitative description of depressional storage using digital surface model: I. Determination of depressional storage. J. Hidrol. 42, 63-75.
- Ullah, W., Dickinson, W.T., 1979b. Quantitative description of depressional storage using digital surface model: II. Characteristics of surface depressions. J. Hidrol. 42, 77-90.

- UNEP 1992. World Atlas of desertification. United Nations Environment Programme.
- Unger, 1990 P.W. Unger, Conservation tillage systems. *Adv. Soil Sci.* 13, 28–68.
- Unger, P. W. y McCalla, R. M. 1980. Conservation tillage systems. *Adv. Agron.* 33, 1-58.
- Unger, P. W. y Stewart, B.A. 1983. Soil management for efficient water use: An overview. En; Taylor, H.M., Jordan, W.R., y Sinclair, T. R. (Eds.), *Limitations to efficient water use in crop productions*. ASA-CSSA-SSA, Madison, pp. 419-460.
- USDA-SCS (U.S. Department of Agriculture-Soil Conservation Service). 1983. *National Soils Handbook* No. 430.
- USDA-SCS (U.S. Department of Agriculture-Soil Conservation Service). 1972. Estimation of direct runoff from storm rainfall. *SCS National Engineering Handbook*, Section 4, cap. 10. U.S. Department of Agriculture-Soil Conservation Service, Washington, D.C.
- USDA-ARS (U.S. Department of Agriculture-Agricultural Research Service). 2001. Revised Universal Soil Loss Equation. Handbook n°703, versión 1.06 b. <<http://msa.ars.usda.gov/ms/oxford/nsl/rusle/index.html>>.
- USDA-ARS (U.S. Department of Agriculture-Agricultural Research Service). 2004. Soil and Water Assessment Tool: SWAT. Grassland Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture. <<http://www.brc.tamus.edu/swat>>.
- Valcárcel Armesto, M., Paz González, A., Dafonte Dafonte, J. y Taboada Castro, M. T. 1999. Importancia de las prácticas agrícolas en el control de los procesos erosivos y evaluación mediante modelos de la incidencia de las mismas. En: Paz González, A. y Taboada Castro, M. T. (Eds.), *Avances sobre el estudio de la erosión hídrica*. Colección Cursos, Congresos e Simposios. Universidad de A Coruña, pp. 7-41.
- Valero-Garcés, B., Navas, A. Machín, J. y Walling, D. 1999. Sediment sources and siltation in mountain reservoirs: a case study from the Central Spanish Pirynees, *Geomorphology* 28, 23-41.
- Van Remortel, R.D., Hamilton, M.E., Hickey, R.J., 2001. Estimating the LS factor for RUSLE through iterative slope length processing of digital elevation data within arcInfo grid. *Cartogr.* 30(1), 27–36.
- Vansteelant, J. Y., Trèvisan, D., Perron, L., Dorioz, J. M. y Roybin, L. 1997. Conditions d'apparition du ruissellement dans les cultures annuelles de la région lémanique. Relation avec le fonctionnement des exploitations agricoles. *Agronomie* 17, 65-82.
- Verheijen, F. G. A., Jones, R. G. A., Rickson, R. J. y Smith, C. J. 2008. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews* 94 (1-4), 23-38.
- Verstraeten G., Poesen J. 1999. The nature of small-scale flooding, muddy floods and retention pond sedimentation in central Belgium. *Geomorphology* 29 (3–4), 275–292.
- Vicente-Serrano, S.M., Pons-Fernández, X., Cuadrat-Prats, J.M., 2004. Mapping soil moisture in the central Ebro river valley (northeast Spain) with Landsat and NOAA satellite imagery: A comparison with meteorological data. *Int. J. Remote Sens.* 25, 4325–4350.
- Vidal Vázquez, E. y Paz González, A., 2003. Evoluciones del microrrelieve de la superficie del suelo medido a diferentes escalas. En: Álvarez-Benedí, J. y Marinero, P. (Eds.), *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo Vol. VI*, pp. 203 – 208.
- Walkley, A. 1935. An examination of methods for determining organic C and N in soils. *J. Agr. Sci.* 25, 598-609.
- Walling, D.E., 1983. The sediment delivery problem. *J. Hydrology* 65, 209–237.

- Wander, M.M. y Bollero, G.A. 1999. Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. *Soil Soc. Am. J.* 63, 961-971.
- Watson, F., Rahman, J. y Seaton, S. 2001. Deploying environmental software using the Tarsier modeling framework. En: *Proceedings of the Third Australian Stream Management Conference*, August 27-29, pp. 631-638.
- West, T. O. y Post, W. M. 2002. Soil Organic Carbon Sequestration by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 1930-1946.
- Williams, J. R., Nicks, A. D. y Arnold, J. G. 1985. SWRRB, a simulator for water resources in rural basins. *Hydraulic Eng.* 111, 970-986.
- Williams, A.G., Les Ternan, J., Elmes, A., González del Tánago, M. y Blanco, R. 1995. A field study of the influence of land management and soil properties on runoff and soil loss in central Spain. *Environmental Monitoring Assessment* 37, 333-345.
- Wischmeier, W.H., 1959. A rainfall erosion index for Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society Proc.*, pp. 246-249
- Wischmeier, W.H., Johnson, C. B. y Cross, B. V. 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *J. Soil Water Conserv.* 26, 189-193.
- Wischmeier, W.H. 1974. New developments in estimating water erosion. 28th Annual Meeting of the Soil Conservation Society of American Proceedings, pp. 179-186.
- Wischmeier, W.H. y Smith, D. D. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses. A guide to conservation planning. *Agriculture Handbook N° 537*. USDA-SEA, US. Govt. Printing Office, Washington, DC.
- White, I., Sully, M.J. y Perroux, K.M., 1992. Measurement of surface soil hydraulic properties: disk parameters, tension infiltrometers and other techniques. En: Topp, G.C., Reynolds, W.D. y Green, R.E. (Eds.), *Advances in measurement of soil physical properties: bringing theory into practice*. Wisconsin. USA. SSSA Special Publication 30, pp. 69-104.
- Wiese, A.F. y Unger, P. 1974. Soil water storage and use. *Proc. of a Symp. on limited and no till crop production*. USDA Southwestern Plains Res.
- Wilcox, B.P., Wood, M.K. y Tromble, J.M. 1988. Factors influencing infiltrability of semiarid mountain slopes. *Journal of Range Management* 41 (3), 197-206.
- Yair, A. y Klein, Y. 1973. The influence of surface properties on flow and erosion processes on debris covered slopes in an arid area. *Catena* 1, 1-14.
- Yair, A. y Lavee, H. 1974. Areal contribution to runoff on scree slopes in an extreme arid environment. A simulated rainfall experiment. *Zeitschrift für Geomorphologie N. F. Supplement* 21, 106-121.
- Yair, A. y Lavee, H. 1985. Runoff generation in arid and semi-arid zones. *Hydrological Forecasting*, 133, 433-446.
- Yair, A. y Lavee, H. 1987. The relationship between annual rainfall and sediment yield in arid and semiarid areas. The case of the northern Negev. *Catena (Suppl.)* 10, 121-135.
- Young, R. A., Onstad, C.A., Bosch, D. D. y Anderson, J. P. 1989. AGNPS: a non-point-source pollution model for evaluating agricultural watershed. *J. Soil Water Cons.* 44(2), 4522-4651.
- Young, A. 1998. *Land resources: now and for the future*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Yu, B. y Rosewell, C. J. 1996. Rainfall erosivity estimation using daily rainfall amounts for South Australia. *Australian J. Soil Res.* 34: 721-733.

- Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavakoglou, V., Eskridge, K., Misopolinos, N. 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88: 137-146.
- Zanchi C. y Torri, D. 1980. Evaluation of rainfall energy in central Italy. En: De Boodt, M. y Gabriels, D. (Eds.) *Assesment of erosion*. John Wiley & Sons.
- Zanchi C. 1988. Soil loss and seasonal variation of erodibility in two soils with different texture in the Mugello valley in Central Italy. *Catena Suppl.* 12(1), 167–174.
- Zaragoza, C., Franco, E., Sopena, J.M. 1988. Influencia de la reducción del laboreo en la producción de la vid y en algunas características cualitativas de las uvas. *ITEA vol. extra 7*, 253-264.
- Zobeck, T. M. y Onstad, C. A., 1987. Tillage and rainfall effects on random roughness; a review. *Soil Tillage Research*, 9, 1-20.
- Zorranquino, C. 2004. El modelo SQRT-ET_{MAX}. *Revista de Obras Públicas* 3347, 37.
- Zuzel, J.F., Pikul, J.L. y Rasmussen, P.E., 1990. Tillage and Fertilizer Effects on Water Infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54 (1).

ANEXO
BALANCES HÍDRICOS DEL SUELO
EN LAS CAMPAÑAS AGRÍCOLAS
1993/94 A 2010/11

Figura 1. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 1993/94 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|------------------------------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 18.4 | 12.3 | 8.4 | 5.9 | 6.1 | 6.8 | 12.4 | 11.8 | 16.7 | 22.3 | 25.6 | 25.7 | 14.4 |
| Pm (mm) | 8.1 | 160.3 | 43.2 | 9.0 | 42.9 | 57.9 | 0.4 | 49.2 | 73.2 | 0.4 | 9.2 | 0.4 | 454.2 |
| Rad. diaria media (cal/ccm2) | 309.3 | 191.4 | 128.6 | 99.4 | 147.3 | 200.2 | 304.4 | 259.4 | 250.3 | 353.1 | 485.0 | 487.0 | 268.0 |
| ETP (mm) | 79.2 | 43.5 | 25.6 | 16.9 | 22.8 | 31.2 | 64.2 | 54.5 | 63.3 | 96.4 | 134.9 | 135.6 | 768.1 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 100.0 | 0.0 | -7.9 | 7.9 | 0.0 | -63.8 | -5.3 | 9.9 | -40.9 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 100.0 | 100.0 | 92.1 | 100.0 | 100.0 | 36.2 | 31.0 | 40.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 8.1 | 43.5 | 25.6 | 16.9 | 22.8 | 31.2 | 64.2 | 54.5 | 63.3 | 41.3 | 9.2 | 0.4 | 381.0 |
| Déficit (mm) | 71.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 55.1 | 125.7 | 135.2 | 387.2 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 16.8 | 17.6 | 0.0 | 12.2 | 26.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 73.2 |

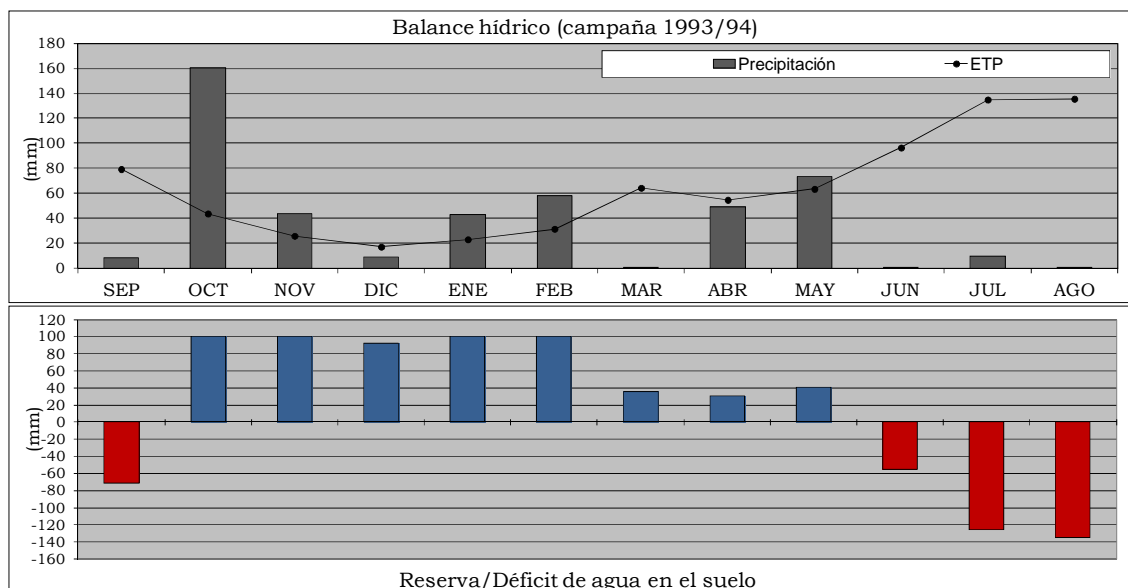


Figura 2. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 1994/95 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 18.6 | 16.0 | 10.8 | 7.2 | 6.3 | 8.8 | 11.0 | 13.7 | 19.5 | 23.1 | 26.4 | 24.3 | 15.5 |
| Pm (mm) | 18.0 | 39.0 | 42.4 | 24.4 | 13.5 | 44.9 | 3.4 | 16.4 | 13.8 | 22.5 | 6.5 | 18.9 | 263.7 |
| Rad. diaria media (cal/ccm2) | 313.4 | 206.6 | 141.1 | 107.1 | 140.2 | 195.5 | 296.6 | 360.6 | 427.4 | 422.1 | 454 | 426 | 290.9 |
| ETP (mm) | 80.5 | 53.0 | 32.0 | 20.4 | 22.5 | 36.3 | 58.7 | 78.4 | 107.9 | 114.5 | 128.6 | 117.7 | 850.4 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 10.4 | 4.0 | -9.0 | 8.6 | -14.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 10.4 | 14.4 | 5.4 | 14.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 18.0 | 39.0 | 32.0 | 20.4 | 22.5 | 36.3 | 17.4 | 16.4 | 13.8 | 22.5 | 6.5 | 18.9 | 263.7 |
| Déficit (mm) | 62.5 | 14.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 41.2 | 62.0 | 94.1 | 92.0 | 122.1 | 98.8 | 586.7 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

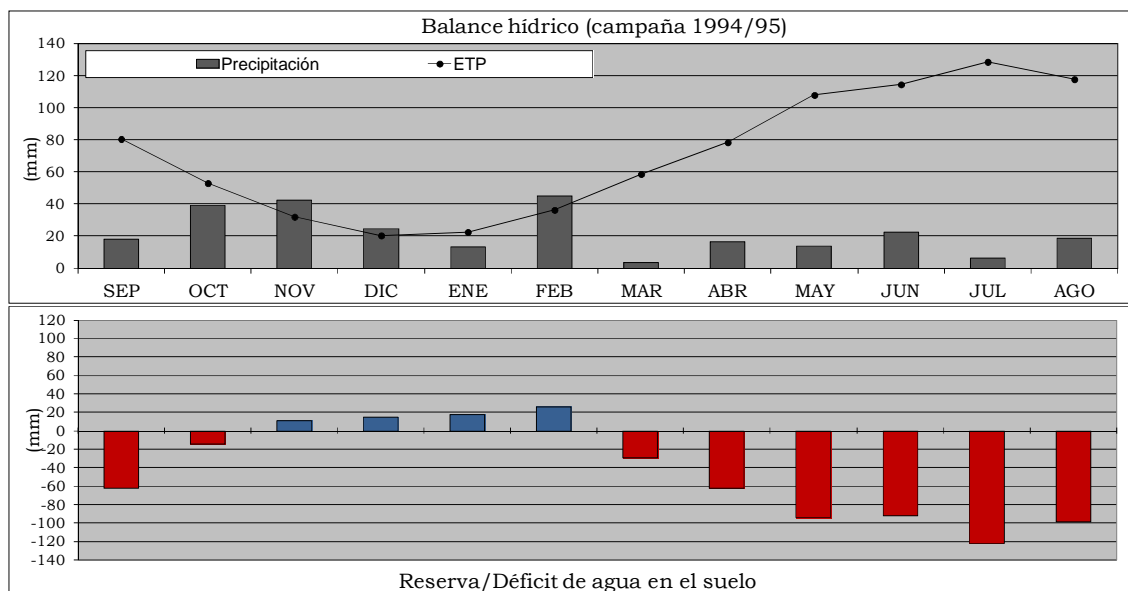


Figura 3. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 1995/96 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 18.6 | 17.8 | 11.6 | 8.8 | 8.4 | 6.4 | 9.7 | 13.5 | 15.9 | 23.1 | 25.4 | 24.5 | 15.3 |
| Pm (mm) | 10.2 | 4.4 | 58.8 | 126.8 | 104.6 | 22.3 | 42.5 | 12.4 | 106.4 | 13.1 | 0.0 | 0.0 | 501.5 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 320.6 | 230.5 | 147.5 | 120.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 303.4 |
| ETP (mm) | 82.1 | 60.9 | 34.5 | 25.1 | 27.3 | 30.0 | 55.3 | 77.9 | 98.2 | 131.0 | 131.8 | 118.5 | 872.4 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 24.3 | 75.7 | 0.0 | -7.7 | -12.8 | -65.5 | 8.2 | -22.2 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 24.3 | 100.0 | 100.0 | 92.3 | 79.5 | 14.0 | 22.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 10.2 | 4.4 | 34.5 | 25.1 | 27.3 | 30.0 | 55.3 | 77.9 | 98.2 | 35.3 | 0.0 | 0.0 | 398.2 |
| Déficit (mm) | 71.9 | 56.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 95.6 | 131.8 | 118.5 | 474.2 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 26.0 | 77.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 103.3 |

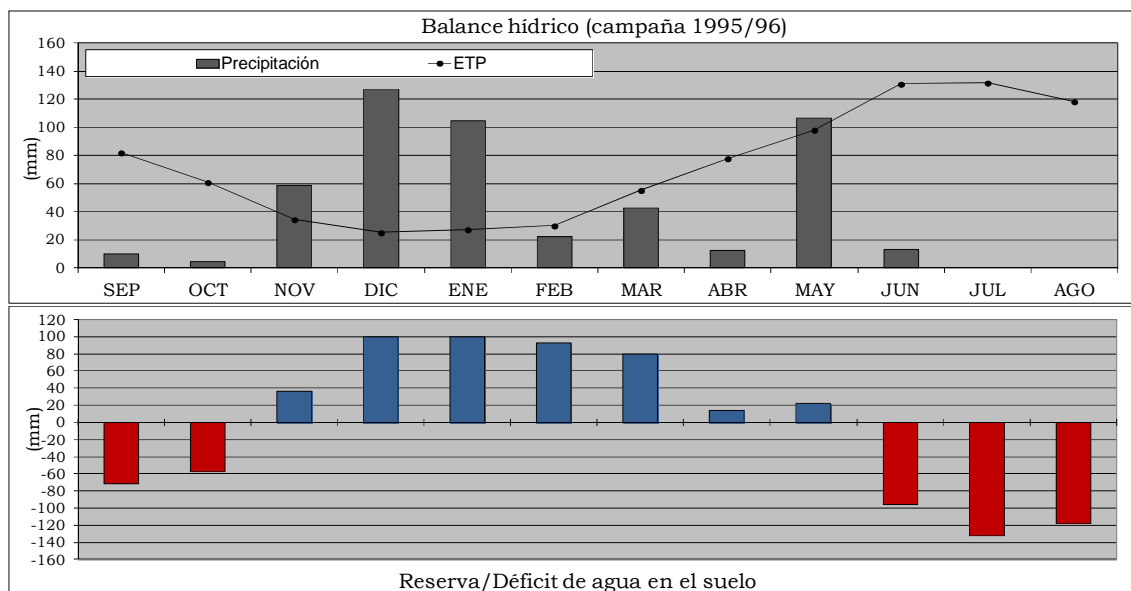


Figura 4. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 1996/97 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña. Debido a una avería en el piranógrafo no se dispone de los valores de intensidad de radiación a partir de 1997. En las campañas sucesivas, se utilizan los valores medios mensuales de la serie 1978-1995 de la estación meteorológica de la Finca La Higuera.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 18.9 | 15.3 | 10.0 | 7.8 | 7.0 | 9.4 | 12.8 | 15.6 | 16.9 | 19.9 | 24.1 | 25.0 | 15.2 |
| Pm (mm) | 52.1 | 14.4 | 78.9 | 150.9 | 112.3 | 2.3 | 0.0 | 52.1 | 69.2 | 5.4 | 33.1 | 6.9 | 577.6 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 342.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 304.9 |
| ETP (mm) | 82.1 | 60.9 | 34.5 | 25.1 | 27.3 | 30.0 | 55.3 | 77.9 | 98.2 | 131.0 | 131.8 | 118.5 | 872.4 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 24.3 | 75.7 | 0.0 | -7.7 | -12.8 | -65.5 | 8.2 | -22.2 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 24.3 | 100.0 | 100.0 | 92.3 | 79.5 | 14.0 | 22.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 10.2 | 4.4 | 34.5 | 25.1 | 27.3 | 30.0 | 55.3 | 77.9 | 98.2 | 35.3 | 0.0 | 0.0 | 398.2 |
| Déficit (mm) | 71.9 | 56.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 95.6 | 131.8 | 118.5 | 474.2 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 26.0 | 77.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 103.3 |

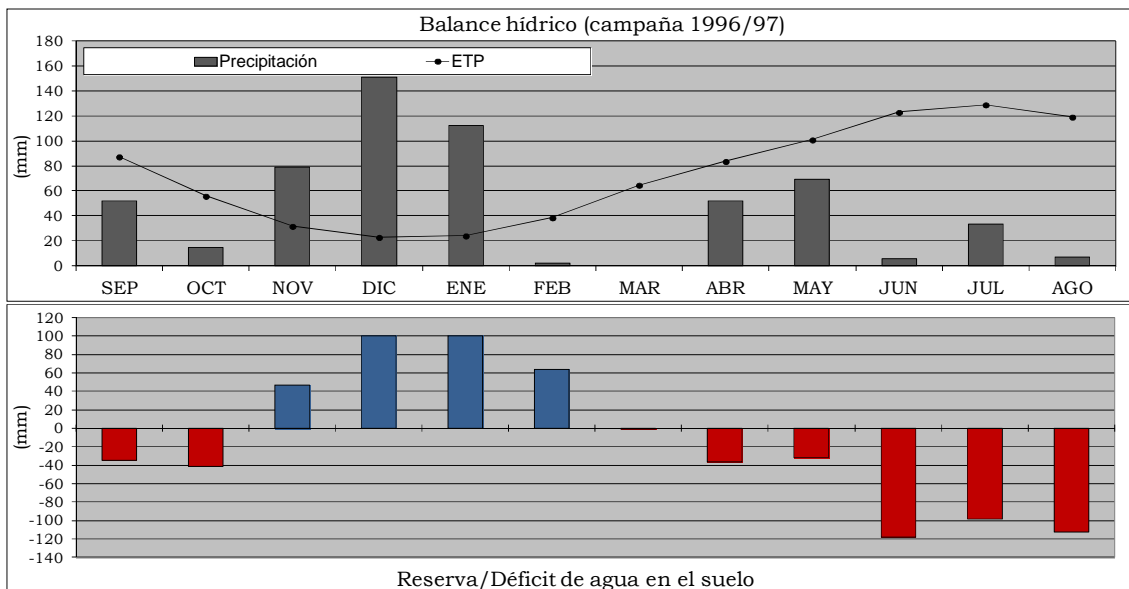


Figura 5. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 1997/98 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 22.8 | 17.2 | 10.5 | 7.3 | 6.9 | 8.5 | 12.2 | 11.3 | 16.3 | 22.1 | 26.2 | 26.9 | 15.7 |
| Pm (mm) | 13.6 | 22.5 | 212.6 | 89.8 | 41.5 | 46.8 | 32.3 | 54.9 | 103.5 | 6.6 | 0.0 | 0. | 624.1 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 94.9 | 59.2 | 32.8 | 22.0 | 23.9 | 36.3 | 63.2 | 70.6 | 99.4 | 128.7 | 133.3 | 122.6 | 886.9 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 100.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -30.9 | -15.7 | 4.1 | -57.5 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 69.1 | 53.4 | 57.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 13.6 | 22.5 | 32.8 | 22.0 | 23.9 | 36.3 | 63.2 | 70.6 | 99.4 | 64.1 | 0.0 | 0.0 | 448.4 |
| Déficit (mm) | 81.3 | 36.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 64.5 | 133.3 | 122.6 | 438.5 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 79.8 | 67.8 | 17.6 | 10.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 175.7 |

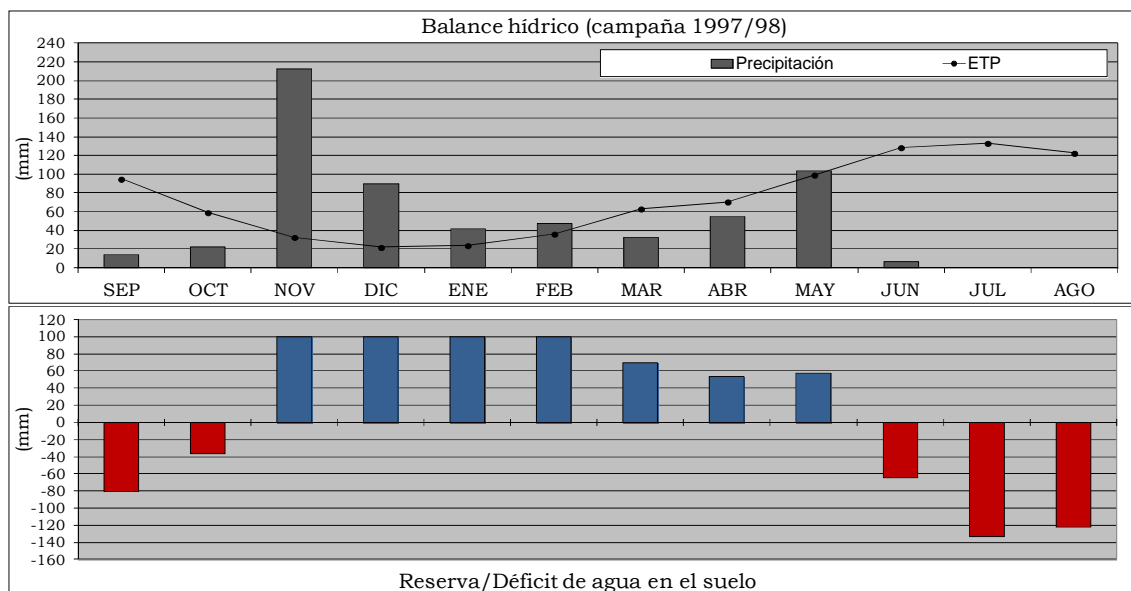


Figura 6. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 1998/99 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 21.1 | 13.8 | 9.4 | 4.9 | 5.8 | 6.6 | 9.9 | 13.7 | 17.9 | 23.0 | 27.5 | 25.5 | 14.9 |
| Pm (mm) | 69.2 | 30.9 | 14.3 | 11.8 | 23.9 | 13.9 | 20 | 27.4 | 50.7 | 9.2 | 1.8 | 2.5 | 275.6 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 92.0 | 53.1 | 30.7 | 16.5 | 21.2 | 30.7 | 56.0 | 78.5 | 103.8 | 130.7 | 135.6 | 120.3 | 869.1 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.7 | -2.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 69.2 | 30.9 | 14.3 | 11.8 | 21.2 | 16.6 | 20.0 | 27.4 | 50.7 | 9.2 | 1.8 | 2.5 | 275.6 |
| Déficit (mm) | 22.8 | 22.2 | 16.4 | 4.7 | 0.0 | 14.1 | 36.0 | 51.1 | 53.1 | 121.5 | 133.8 | 117.8 | 593.5 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

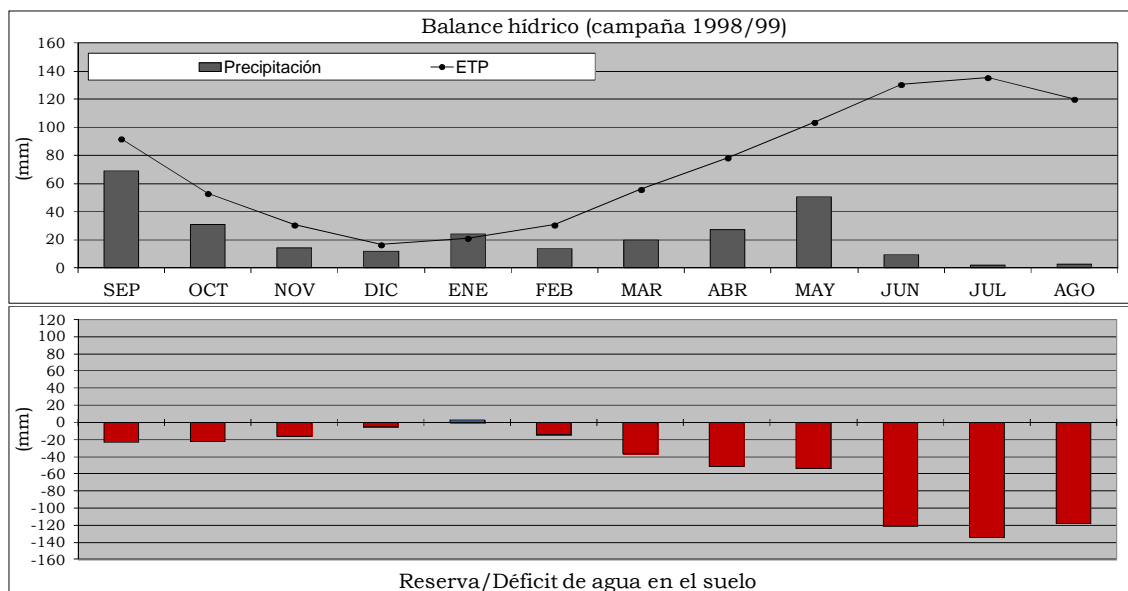


Figura 7. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 1999/00 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 20.8 | 15.7 | 7.7 | 6.0 | 3.9 | 9.1 | 11.0 | 11.2 | 17.5 | 23.2 | 24.3 | 24.5 | 14.6 |
| Pm (mm) | 33.5 | 165.5 | 5.8 | 35.6 | 16.2 | 8.9 | 25.2 | 108.9 | 52.1 | 1.7 | 0.3 | 0.0 | 453.7 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 91.5 | 56.7 | 27.0 | 19.2 | 15.7 | 37.9 | 59.6 | 70.3 | 102.7 | 131.2 | 129.6 | 118.5 | 859.7 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 100.0 | -21.2 | 16.4 | 0.5 | -29.0 | -34.4 | 38.6 | -50.6 | -20.3 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 100.0 | 78.8 | 95.2 | 95.7 | 66.7 | 32.3 | 71.0 | 20.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 33.5 | 56.7 | 27.0 | 19.2 | 15.7 | 37.9 | 59.6 | 70.3 | 102.7 | 22.0 | 0.3 | 0.0 | 444.9 |
| Déficit (mm) | 58.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 109.2 | 129.3 | 118.5 | 414.9 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 8.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 8.8 |

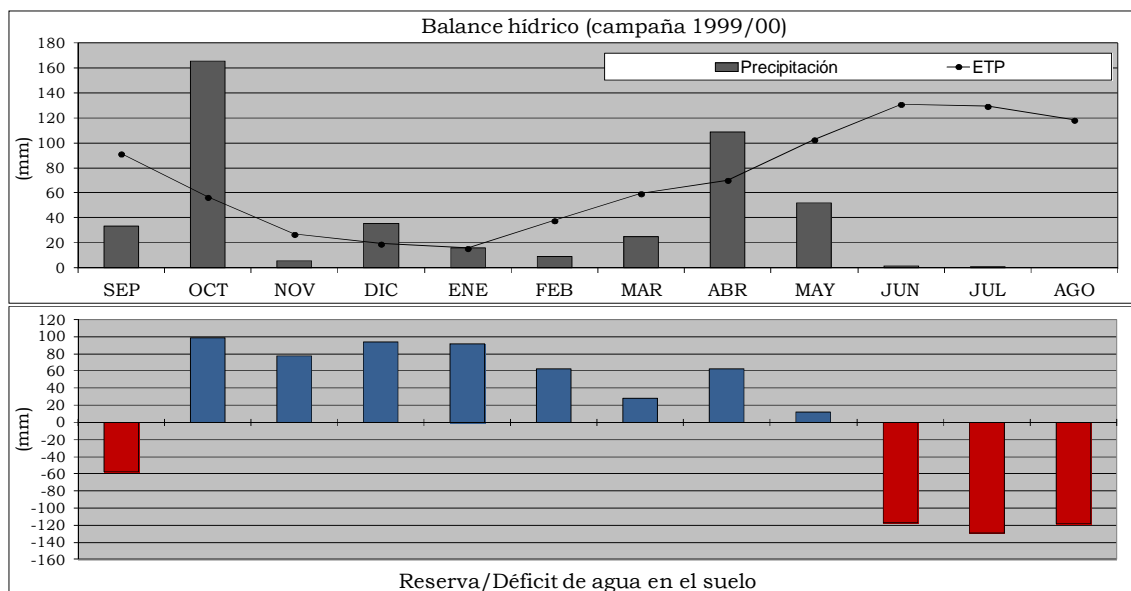


Figura 8. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 2000/01 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 20.9 | 14.9 | 9.1 | 8.2 | 7.7 | 8.3 | 12.7 | 13.3 | 17.1 | 23.6 | 14.8 | 26.2 | 14.7 |
| Pm (mm) | 6.6 | 34.9 | 112.2 | 130.3 | 132.8 | 52.7 | 75.5 | 8.8 | 37.7 | 7.5 | 45.6 | 4.6 | 649.2 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 91.6 | 55.2 | 30.1 | 23.8 | 25.8 | 35.8 | 64.6 | 77.3 | 101.6 | 132.1 | 104.1 | 121.5 | 863.3 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 82.1 | 17.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -68.5 | -31.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 82.1 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 31.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 6.6 | 34.9 | 30.1 | 23.8 | 25.8 | 35.8 | 64.6 | 77.3 | 69.2 | 7.5 | 45.6 | 4.6 | 425.6 |
| Déficit (mm) | 85.0 | 20.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 32.4 | 124.6 | 58.5 | 116.9 | 437.7 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 88.7 | 107.0 | 16.9 | 10.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 223.6 |

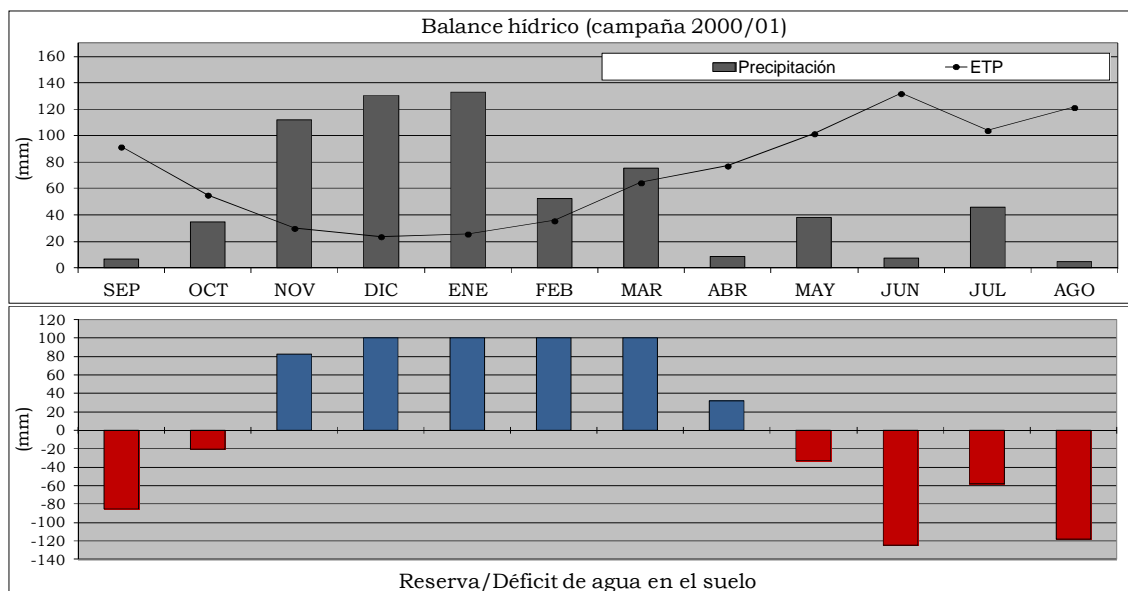


Figura 9. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 2001/02 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 21 | 17.1 | 8.0 | 3.6 | 6.5 | 8.0 | 10.8 | 12.6 | 15.8 | 23.8 | 25.9 | 24.7 | 14.8 |
| Pm (mm) | 32.9 | 136 | 15.9 | 19.5 | 68.8 | 8.8 | 59.6 | 91.3 | 56.2 | 31.9 | 4.1 | 16.5 | 541.5 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 91.8 | 59.0 | 27.7 | 13.0 | 23.0 | 34.9 | 58.9 | 75.1 | 97.9 | 132.5 | 132.7 | 118.8 | 865.4 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 77.0 | -11.8 | 6.5 | 28.3 | -26.1 | 0.7 | 16.2 | -41.7 | -49.1 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 77.0 | 65.2 | 71.7 | 100.0 | 73.9 | 74.5 | 90.8 | 49.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 32.9 | 59.0 | 27.7 | 13.0 | 23.0 | 34.9 | 58.9 | 75.1 | 97.9 | 81.0 | 4.1 | 16.5 | 524.0 |
| Déficit (mm) | 58.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 51.5 | 128.6 | 102.3 | 341.4 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 17.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 17.5 |

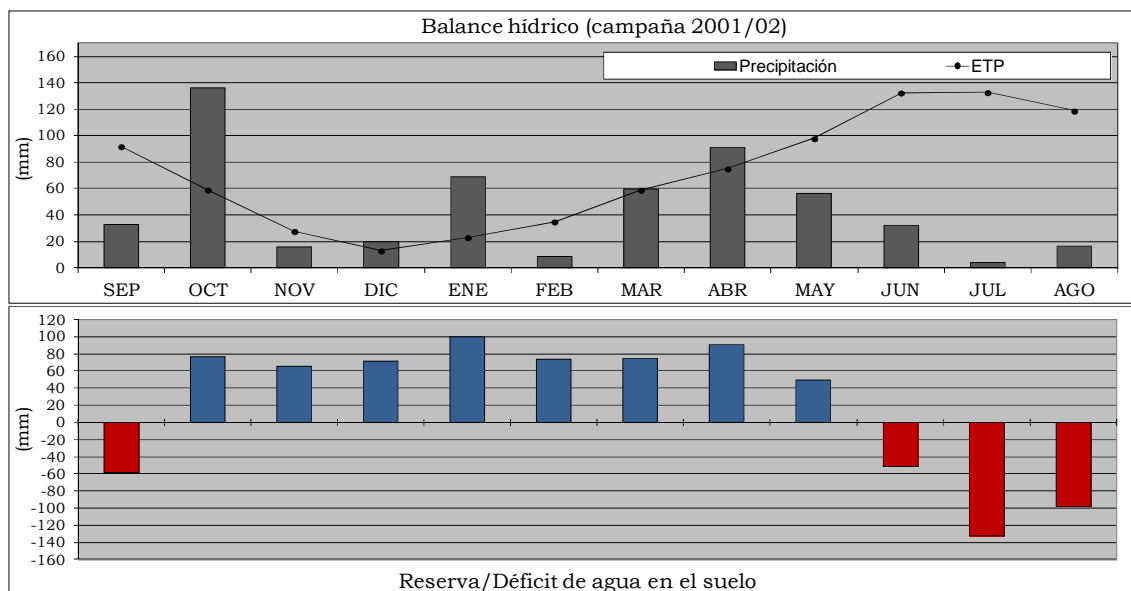


Figura 10. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 2002/03 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 20.7 | 15.5 | 10.9 | 8.6 | 6.2 | 6.8 | 11.8 | 13.4 | 18.6 | 25.8 | 26.2 | 27.7 | 16.0 |
| Pm (mm) | 42.9 | 54.1 | 105.5 | 80.5 | 80 | 57.3 | 32.9 | 31.3 | 6.3 | 4.1 | 0.0 | 5.0 | 499.9 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 91.3 | 56.3 | 33.5 | 24.5 | 22.2 | 31.3 | 62.0 | 77.6 | 105.6 | 136.6 | 133.3 | 123.9 | 898.1 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 72.0 | 28.0 | 0.0 | 0.0 | -29.1 | -46.3 | -24.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 72.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 70.9 | 24.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 42.9 | 54.1 | 33.5 | 24.5 | 22.2 | 31.3 | 62.0 | 77.6 | 30.9 | 4.1 | 0.0 | 5.0 | 388.1 |
| Déficit (mm) | 48.4 | 2.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 74.7 | 132.5 | 133.3 | 118.9 | 509.9 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 28.0 | 57.8 | 26.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 111.8 |

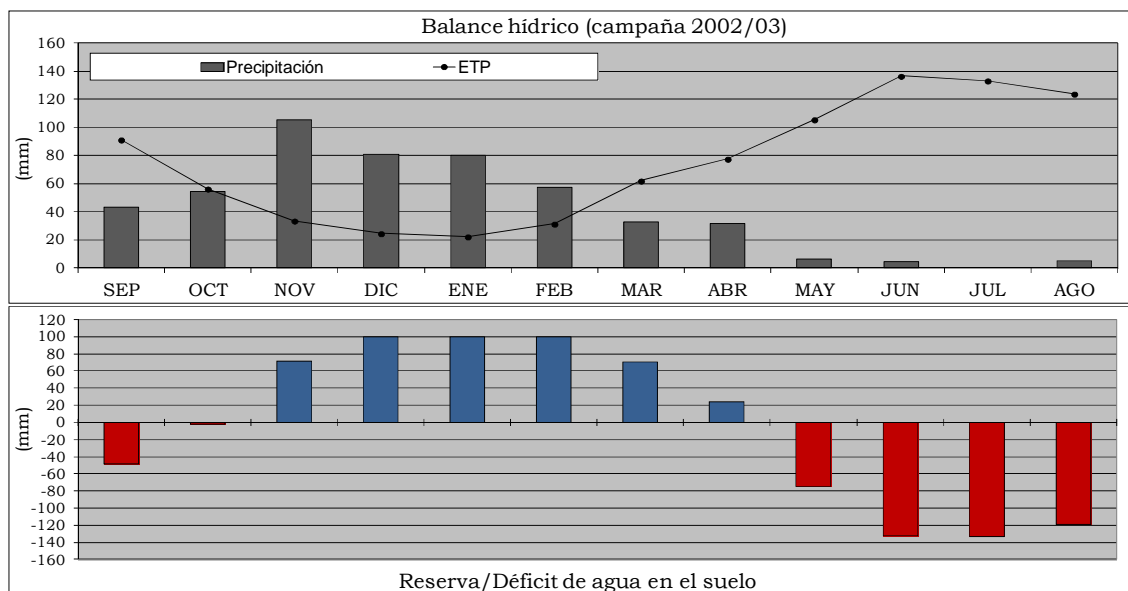


Figura 11. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 2003/04 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 22.6 | 15.5 | 10.7 | 2.4 | 7.3 | 7.9 | 9.9 | 12.4 | 15.6 | 24.5 | 26.2 | 24.6 | 15.0 |
| Pm (mm) | 32.1 | 146.3 | 53.2 | 58.1 | 9.13 | 59.2 | 50.2 | 51 | 61.3 | 9.2 | 0.0 | 37.6 | 567.3 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 94.6 | 56.3 | 33.1 | 9.3 | 24.9 | 34.6 | 56.0 | 74.4 | 97.3 | 134.0 | 133.3 | 118.7 | 866.4 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 90.0 | 10.0 | 0.0 | -15.7 | 15.7 | -5.8 | -23.4 | -36.0 | -34.8 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 90.0 | 100.0 | 100.0 | 84.3 | 100.0 | 94.2 | 70.8 | 34.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 32.1 | 56.3 | 33.1 | 9.3 | 24.9 | 34.6 | 56.0 | 74.4 | 97.3 | 44.0 | 0.0 | 37.6 | 499.6 |
| Déficit (mm) | 62.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 89.9 | 133.3 | 81.1 | 366.8 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 10.1 | 48.8 | 0.0 | 8.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 67.7 |

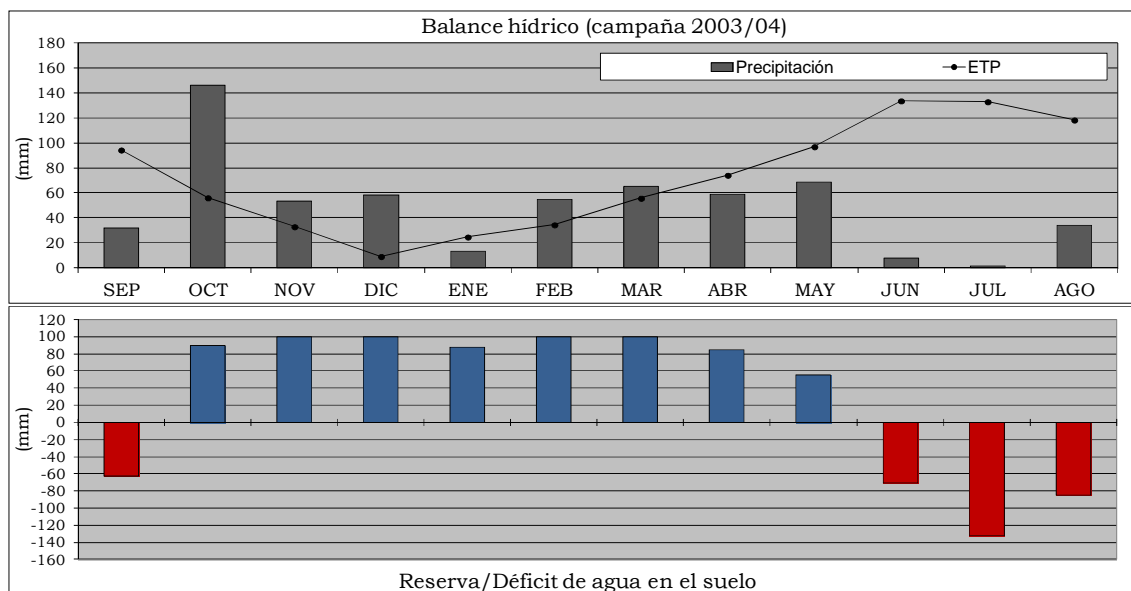


Figura 12. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 2004/05 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 22.6 | 15.9 | 9.1 | 6.9 | 4.4 | 5.2 | 10.1 | 13.6 | 18.7 | 25.8 | 27.3 | 26.1 | 15.5 |
| Pm (mm) | 1.8 | 103.46 | 15 | 24.3 | 0.0 | 44.4 | 18.5 | 9.4 | 16.9 | 4.6 | 0.0 | 14.3 | 252.7 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 94.6 | 57.0 | 30.1 | 21.2 | 17.2 | 25.8 | 56.7 | 78.2 | 105.9 | 136.6 | 135.3 | 121.3 | 879.8 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 46.4 | -15.1 | 3.1 | -17.2 | 18.6 | -35.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 46.4 | 31.4 | 34.5 | 17.3 | 35.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 1.8 | 57.0 | 30.1 | 21.2 | 17.2 | 25.8 | 54.3 | 9.4 | 16.9 | 4.6 | 0.0 | 14.3 | 252.7 |
| Déficit (mm) | 92.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.3 | 68.8 | 89.0 | 132.0 | 135.3 | 107.0 | 627.1 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

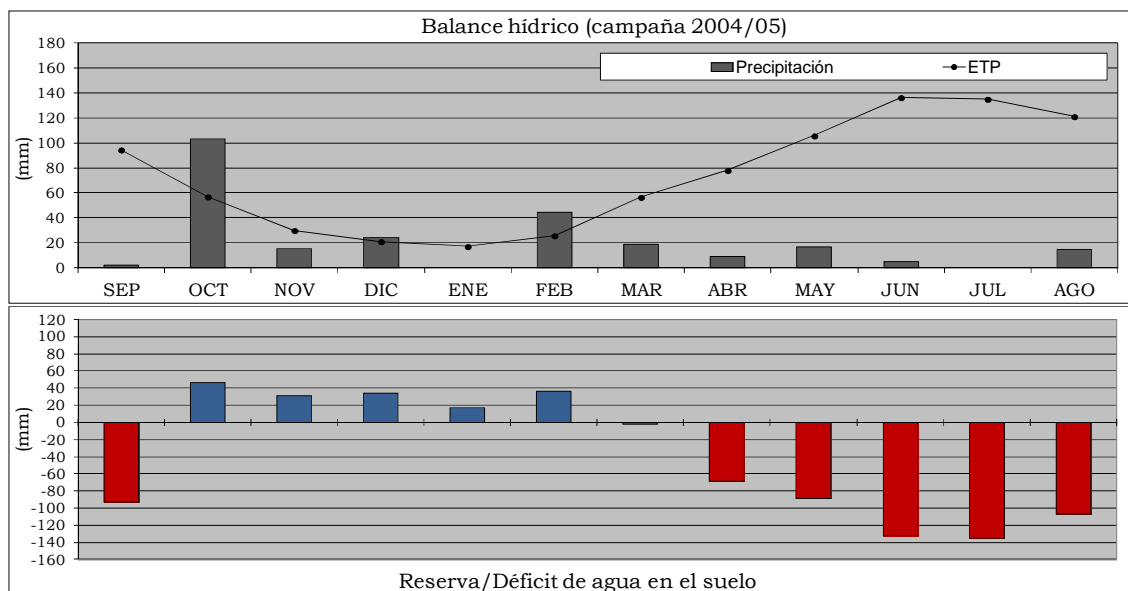


Figura 13. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 2005/06 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 20.8 | 16.0 | 9.0 | 6.0 | 5.4 | 6.1 | 10.5 | 14.3 | 19.6 | 24.2 | 27.8 | 25.8 | 15.5 |
| Pm (mm) | 13.0 | 105.0 | 35.0 | 33.7 | 24.1 | 32 | 69.1 | 24.7 | 22.3 | 39.7 | 10.3 | 6.6 | 415.5 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 91.5 | 57.2 | 29.9 | 19.2 | 20.1 | 29.0 | 58.0 | 80.2 | 108.1 | 133.3 | 136.1 | 120.8 | 883.4 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 47.8 | 5.1 | 14.5 | 4.0 | 3.0 | 11.1 | -55.5 | -30.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 47.8 | 53.0 | 67.5 | 71.4 | 74.4 | 85.5 | 30.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 13.0 | 57.2 | 29.9 | 19.2 | 20.1 | 29.0 | 58.0 | 80.2 | 52.3 | 39.7 | 10.3 | 6.6 | 415.5 |
| Déficit (mm) | 78.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 55.8 | 93.6 | 125.8 | 114.2 | 467.9 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

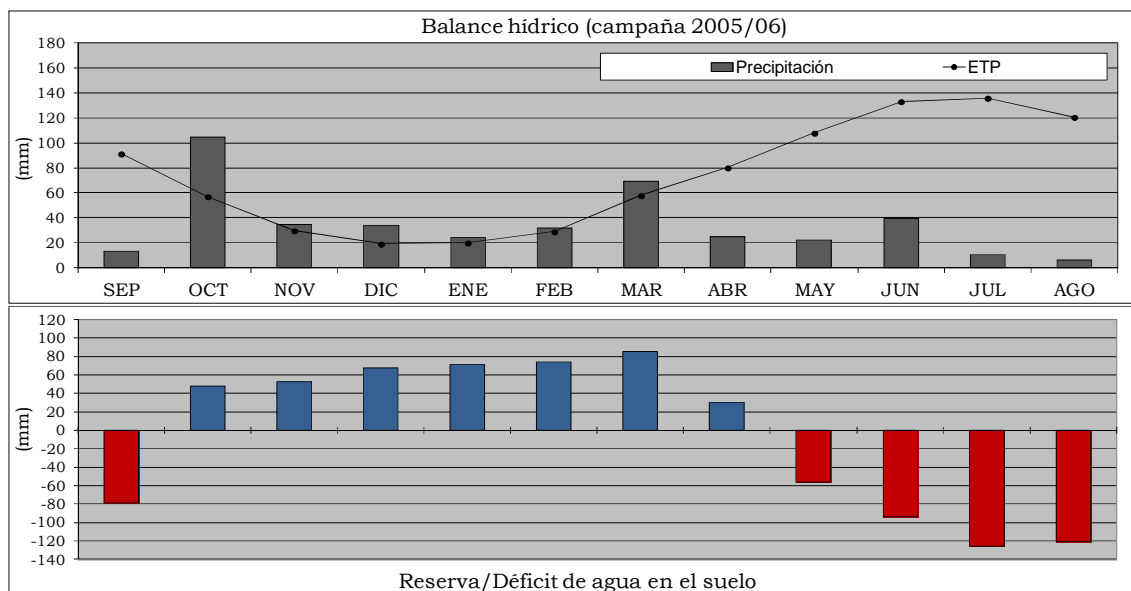


Figura 14. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 2006/07 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 22.5 | 17.6 | 12.7 | 6.6 | 1.4 | 9.9 | 10.1 | 13.1 | 17.0 | 21.3 | 25.2 | 24.9 | 15.2 |
| Pm (mm) | 14.1 | 133.51 | 160.58 | 37.8 | 9.0 | 43.1 | 1.4 | 56.5 | 79.2 | 50.5 | 0.0 | 47 | 632.7 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 94.4 | 59.8 | 36.5 | 20.5 | 6.5 | 39.9 | 56.7 | 76.6 | 101.4 | 126.7 | 131.4 | 119.2 | 869.7 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 73.7 | 26.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -55.3 | -20.1 | -22.2 | -2.4 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 73.7 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 44.7 | 24.6 | 2.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 14.1 | 59.8 | 36.5 | 20.5 | 6.5 | 39.9 | 56.7 | 76.6 | 101.4 | 52.9 | 0.0 | 47.0 | 512.0 |
| Déficit (mm) | 80.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 73.8 | 131.4 | 72.2 | 357.7 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 97.8 | 17.3 | 2.5 | 3.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 120.7 |

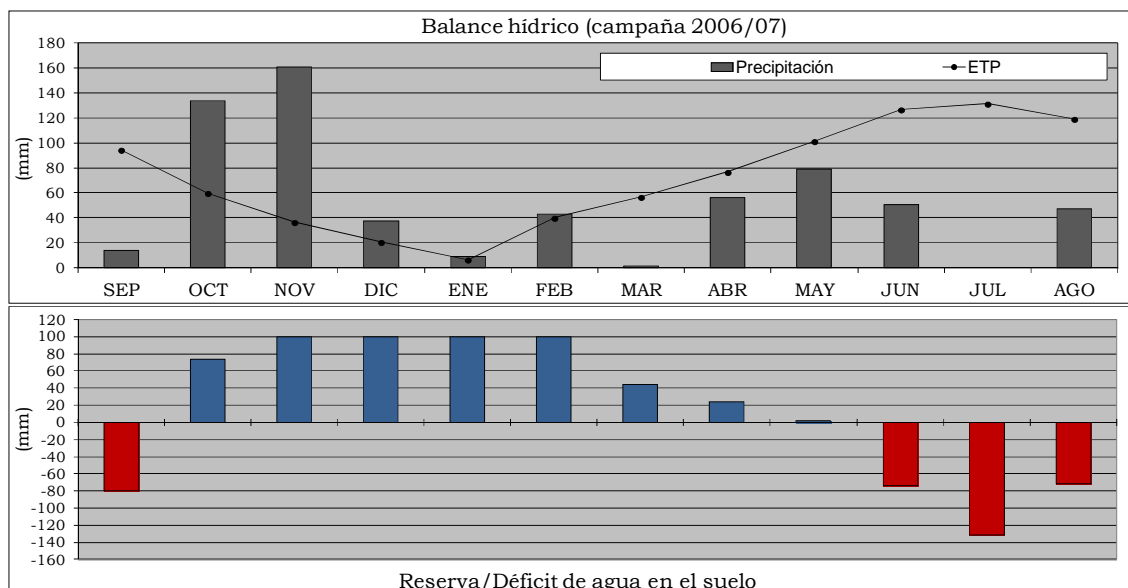


Figura 15. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 2007/08 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 22.3 | 15.7 | 8.6 | 5.9 | 7.6 | 9.1 | 10.3 | 13.6 | 16.2 | 22.2 | 25.2 | 25.9 | 15.2 |
| Pm (mm) | 0.0 | 46.82 | 36.45 | 7.68 | 22.1 | 18.63 | 5.13 | 89.73 | 56.16 | 12.72 | 0.0 | 0.0 | 295.4 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 94.1 | 56.7 | 29.0 | 19.0 | 25.6 | 37.9 | 57.3 | 78.2 | 99.1 | 128.9 | 131.4 | 121.0 | 878.0 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 7.4 | -7.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 11.6 | -11.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 7.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 11.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 0.0 | 46.8 | 29.0 | 15.1 | 22.1 | 18.6 | 5.1 | 78.2 | 67.7 | 12.7 | 0.0 | 0.0 | 295.4 |
| Déficit (mm) | 94.1 | 9.8 | 0.0 | 3.8 | 3.5 | 19.3 | 52.2 | 0.0 | 31.4 | 116.2 | 131.4 | 121.0 | 582.6 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

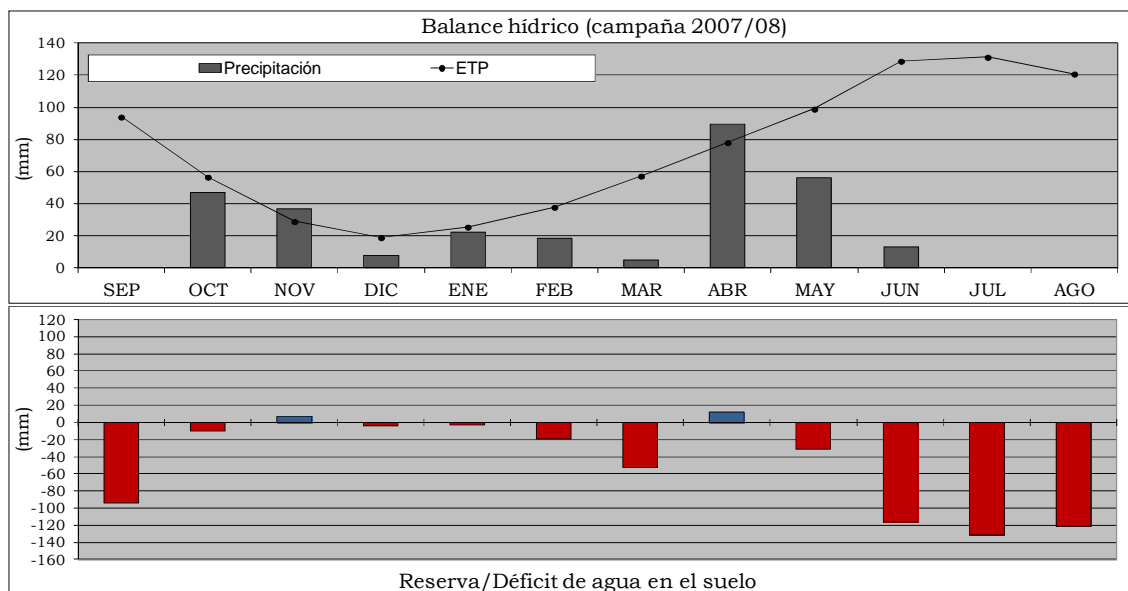


Figura 16. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 2008/09 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 20.7 | 15.0 | 8.1 | 6.0 | 6.0 | 7.5 | 11.4 | 12.2 | 19.0 | 24.3 | 26.3 | 27.4 | 15.3 |
| Pm (mm) | 11.9 | 149.74 | 14.12 | 28.32 | 37.54 | 32.7 | 1.68 | 23.04 | 34.32 | 6.72 | 0.0 | 8.4 | 348.5 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 91.3 | 55.4 | 27.9 | 19.2 | 21.7 | 33.5 | 60.8 | 73.7 | 106.6 | 133.6 | 133.5 | 123.4 | 880.6 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 94.3 | -13.8 | 9.1 | 10.3 | -0.8 | -59.1 | -40.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 94.3 | 80.5 | 89.7 | 100.0 | 99.2 | 40.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 11.9 | 55.4 | 27.9 | 19.2 | 21.7 | 33.5 | 60.8 | 63.2 | 34.3 | 6.7 | 0.0 | 8.4 | 343.0 |
| Déficit (mm) | 79.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 10.6 | 72.3 | 126.8 | 133.5 | 115.0 | 537.6 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.5 |

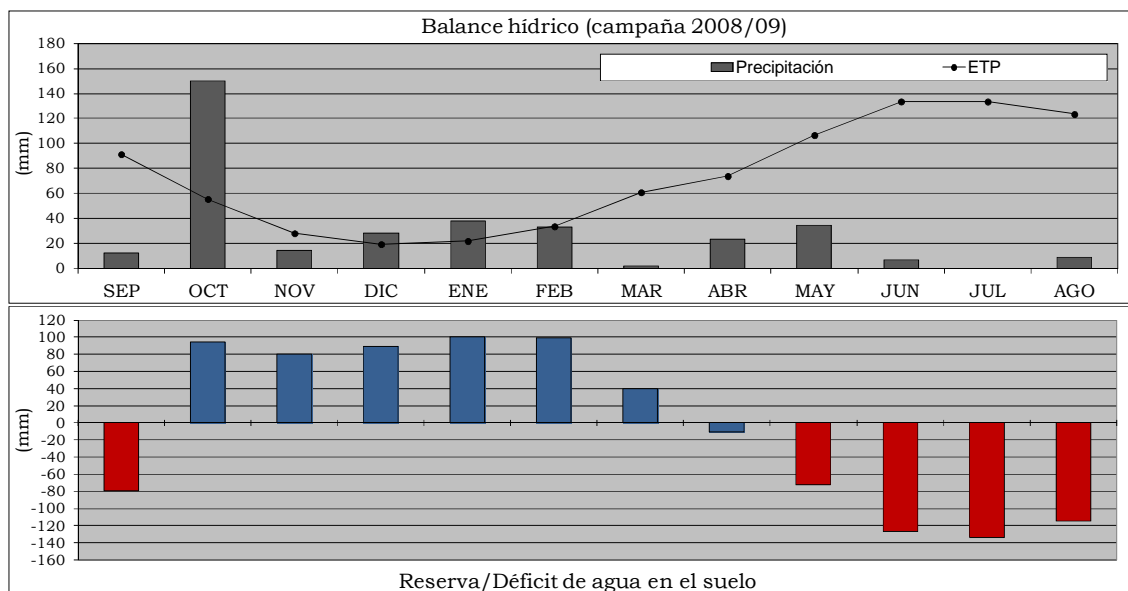


Figura 17. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 2009/10 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|---------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 22.1 | 17.7 | 11.3 | 6.5 | 5.8 | 6.9 | 9.3 | 14 | 16.5 | 22.2 | 27.9 | 26.8 | 15.6 |
| Pm (mm) | 24.96 | 44.92 | 13.98 | 169.308 | 67.37 | 103.12 | 54.24 | 46.2 | 20.94 | 41.64 | 5.04 | 0.0 | 591.7 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 93.8 | 60.0 | 34.2 | 20.3 | 21.2 | 31.6 | 53.9 | 79.4 | 99.9 | 128.9 | 136.3 | 122.5 | 881.9 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 100.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -33.2 | -66.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 66.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 25.0 | 44.9 | 14.0 | 20.3 | 21.2 | 31.6 | 53.9 | 79.4 | 87.8 | 41.6 | 5.0 | 0.0 | 424.7 |
| Déficit (mm) | 68.8 | 15.1 | 20.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 12.2 | 87.3 | 131.3 | 122.5 | 457.2 |
| Excedente (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 49.0 | 46.2 | 71.5 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 167.0 |

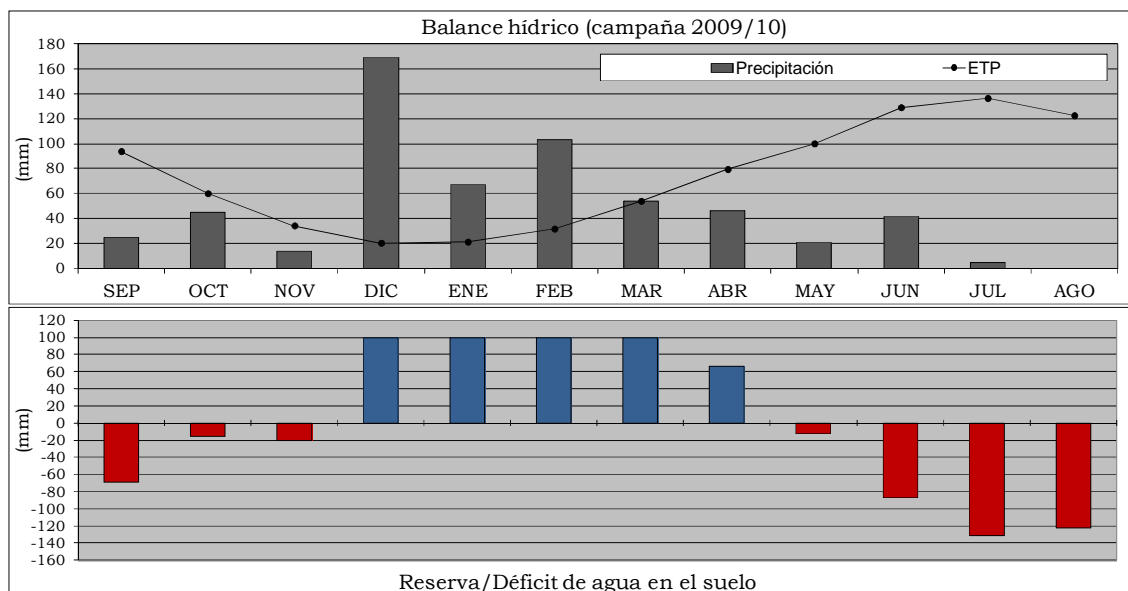


Figura 18. Ficha climática y balance hídrico del suelo para la campaña agrícola 2010/11 (tabla superior) y distribución de los valores medios mensuales de las precipitaciones, evapotranspiración potencial (ETP) y reserva y déficit de agua en el suelo para la misma campaña.

| PARÁMETROS | SEP | OCT | NOV | DIC | ENE | FEB | MAR | ABR | MAY | JUN | JUL | AGO | ANUAL |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tm (°C) | 21 | 14.5 | 9.0 | 6.4 | 6.5 | 8.2 | 10.1 | 16.5 | 19.5 | 23.3 | 26.0 | 26.3 | 15.7 |
| Pm (mm) | 36.7 | 43.7 | 17.8 | 96.4 | 50.5 | 43.2 | 45.6 | 47.0 | 22.4 | 28.1 | 0.0 | 5.0 | 399.8 |
| Rad. diaria media (cal/cm ²) | 343.5 | 227.0 | 149.0 | 118.0 | 140.0 | 201.0 | 302.0 | 361.0 | 427.0 | 490.0 | 474.0 | 427.5 | 305.0 |
| ETP (mm) | 91.8 | 54.5 | 29.9 | 20.1 | 23.0 | 35.5 | 56.7 | 86.1 | 107.8 | 131.4 | 132.9 | 121.6 | 894.0 |
| VAR. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 76.3 | 23.7 | 0.0 | -11.0 | -39.1 | -49.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| RET. hum. (mm) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 76.3 | 100.0 | 100.0 | 89.0 | 49.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| ET Real (mm) | 36.7 | 43.7 | 17.8 | 20.1 | 23.0 | 35.5 | 56.7 | 86.1 | 72.2 | 28.1 | 0.0 | 5.0 | 388.2 |
| Déficit (mm) | 55.1 | 10.7 | 12.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 35.6 | 103.3 | 132.9 | 116.6 | 505.8 |
| Excedente (mm) | 0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.8 | 7.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 11.5 |

